UNIVERSITÉ DU BURUNDI
GRENIER DU SAVOIR DU BURUNDI
Dépôt institutionnel officiel
https://repository.ub.edu.bi

Dynamiques d'occupation du sol, tendances évolutives et facteurs d'évolution des aires protégées du Burundi. Etude diachronique du Parc national périurbain de la Rusizi de 1984 à 2015

NTIRANYIBAGIRA, Elysée

2017-12
UB, UNIVERSITE CHEIKH ANTA DIOP , FACULTE DES SCIENCES ET TECHNIQUES
https://repository.ub.edu.bi/handle/123456789/752

Document téléchargé depuis le **Grenier du Savoir du Burundi** — https://repository.ub.edu.bi

UNIVERSITE CHEIKH ANTA DIOP DE DAKAR

ECOLE DOCTORALE DES SCIENCES DE LA VIE, DE LA SANTE ET DE L'ENVIRONNEMENT

FACULTE DES SCIENCES ET TECHNIQUES

Année 2017 N° d'ordre : 2017-50

THESE DE DOCTORAT UNIQUE

Spécialité : Environnement

Présentée par NTIRANYIBAGIRA Elysée, Ingénieur Agronome

Titre de la Thèse

Dynamiques d'occupation du sol, tendances évolutives et facteurs d'évolution des aires protégées du Burundi. Etude diachronique du Parc national périurbain de la Rusizi de 1984 à 2015.





Soutenue le 30 décembre 2017 pour l'obtention du Grade de Docteur en Sciences de l'Environnement devant le Jury composé de :

Président : Kandioura NOBA, Professeur Titulaire, FST/UCAD

Rapporteurs : Aliou Guissé, Professeur Titulaire, FST/UCAD

Saliou NDIAYE, Maître de Conférences, ENSA/UT

Abou Thiam, Maître de Conférences, FST/UCAD

Examinateurs : Ibrahima Ly, Professeur Agrégé, FSJP/UCAD

Lamine Kane, Directeur des Parcs Nationaux (Sénégal)

Directeur de Thèse : Bienvenu SAMBOU, Maître de Conférences, FST/UCAD

Année Universitaire 2016-2017

Dédicace

Au très Regretté DOMERO Raphaël, mon Père

A la très Regrettée MISAGO Charlotte, ma Mère

Pour votre amour gratuit, infini et irremplaçable

A mon Epouse NDIHOKUBWAYO Seconde

Pour tant de compréhension, de soutien et de sacrifices

A mes Fils bienaimés

NGABANWA Guy Guérin

GIRINTAHE Jean Cressem

ISHIMIRWE Alain Guibert

Pour m'avoir donné l'honneur et le bonheur d'être Père

A vous cher Dr. NDIHOKUBWAYO Jean Bosco

Représentant Résident de l'OMS au Tchad

Pour la preuve inoubliable de votre amitié à toute épreuve, irrésistible et inoxydable

Au Professeur Emérite Jacques HUBSCHMAN de l'Université de Toulouse le Mirail (France)

Pour m'avoir encouragé et résolu à faire une Thèse lors de mon séjour à Toulouse en 2002

Je dédie cette Thèse

Aux Générations actuelles et à la Postérité

Pour une culture de l'excellence et de l'innovation scientifiques

Sur la longue durée, l'humanité ne retient pas les biens qu'on prend ou laisse à sa Terre nourricière. Elle retient et prend les connaissances et la sagesse qu'on lègue à la postérité pour une meilleure gestion de son environnement. A l'instar de notre existence si éphémère qui s'ouvre et se ferme en un éclair entre les éternités précédente et suivante qui encadrent notre séjour terrestre, cette thèse n'est qu'une infime goutte de connaissances versée dans l'univers millénariste des innovations scientifiques qui, je l'espère, scellera à jamais, ma modeste contribution au progrès de l'humanité.

Ir. Ntiranyibagira Elysée, Décembre 2017

Remerciements

Au terme de ce travail si exaltant, qu'il nous soit permis d'exprimer nos sincères remerciements et notre profonde gratitude aux personnes qui ont contribué, de près ou de loin, à sa réalisation. Autant il est difficile de les citer toutes, tant elles sont nombreuses, autant il serait malaisé de taire certains noms dont l'apport a été particulièrement décisif pour son aboutissement.

A tout Seigneur, tout honneur. Nos vifs remerciements s'adressent tout d'abord au Professeur Bienvenu Sambou, Maître de Conférences et Directeur de l'Institut des Sciences de l'Environnement de l'Université Cheikh Anta Diop de Dakar pour avoir bien voulu promouvoir et diriger cette thèse avec compétence et rigueur. En dépit de ses multiples charges, il n'a ménagé aucun effort pour nous engager et nous accompagner, avec compréhension, générosité et abnégation, dans le noble combat contre les difficultés inévitables et exaltantes inhérentes au travail de recherche. Sa lucidité, sa disponibilité, ses remarques pertinentes et ses qualités tant morales qu'humaines nous ont été d'une utilité à la fois inestimable et inoubliable.

Nos sentiments de profonde gratitude vont ensuite aux Professeurs Kandioura NOBA, Aliou GUISSE et Abou THIAM de la Faculté des Sciences et Techniques de l'Université Cheikh Anta Diop de Dakar, au Professeur Ibrahima Ly de la Faculté des Sciences Juridiques et Politiques de l'Université Cheikh Anta Diop de Dakar, au Professeur Saliou NDIAYE de l'Ecole Nationale Supérieure d'Agriculture de l'Université de Thiès et au Dr. Lamine KANE, Directeur des Parcs Nationaux du Sénégal qui ont bien voulu examiner ce travail en profondeur et siéger au jury de son évaluation, malgré leurs nombreuses obligations et leur disponibilité limitée. Qu'ils soient assurés de notre grande reconnaissance.

Nos remerciements s'adressent en outre au Professeur Amadou Tahirou Diaw, Professeur Titulaire à l'Université Cheick Anta Diop de Dakar et Directeur du Laboratoire d'Enseignement et de Recherche en Géomatique (LERG) pour l'accueil chaleureux, l'accompagnement scientifique et ses encouragements incessants durant notre séjour audit Laboratoire.

De manière particulière, nous exprimons nos sincères remerciements au Dr. Hyacinthe Sambou pour son aide précieuse et constante dans le traitement des données de télédétection et le travail de cartographie. Qu'il soit assuré de notre profonde reconnaissance pour sa contribution combien importante à la réussite de ce travail.

Nos sentiments de reconnaissance vont également à l'endroit des collègues du Laboratoire d'Enseignement et de Recherche en Géomatique. Nous pensons particulièrement au Dr. Vieux Boukhaly Traoré, au Dr. Mamadou Sadio, à Monsieur Mamadou Lamine Ndiaye et aux Doctorants Papa Waly Bakhoum et Michael Tossou pour leur parfaite collaboration scientifique et leur agréable compagnie au cours de notre séjour de Recherche audit Laboratoire.

Nous adressons nos remerciements les plus appuyés à la Direction Générale et au personnel de l'Office Burundais pour la Protection de l'Environnement (OBPE) en général et du Parc national de la Rusizi en particulier pour l'accueil chaleureux dans les différents services et les informations combien utiles qu'ils ont généreusement mises à notre disposition.

Nous exprimons expressément notre profonde reconnaissance à Messieurs Mohamed Ferruzi, Polisi Alphonse, Ndayishimiye Jean Claude, Gashirahamwe Venant et Sinzohagera Jean Bosco pour leurs contributions spécifiques et largement bénéfiques à la réalisation de ce travail.

Nos sentiments de gratitude s'orientent aussi en direction des Administrateurs communaux de Gihanga et Mutimbuzi, des Responsables administratifs à la base, des Représentants des Associations d'exploitants des ressources naturelles au Parc de la Rusizi et des populations périphériques de l'aire protégée pour l'accueil bienveillant, l'excellente collaboration dans la collecte des données de terrain et leur soutien pendant notre séjour de recherche.

Que les Professeurs Nahimana Louis et Sabumukama Célestin de l'Université du Burundi et Kakunze Alain Charles de l'Ecole Normale Supérieure du Burundi ainsi que le personnel du Département de la Population au Ministère de l'Intérieur et de la Formation Patriotique de la République du Burundi soient assurés de notre grande reconnaissance pour leur contribution appréciable dans la mobilisation des données indispensables de cartographie et de démographie.

Nos remerciements les plus appuyés s'adressent surtout à nos beaux parents et aux familles de nos frères et sœurs, de nos beaux-frères et belles-sœurs et de nos amis qui n'ont jamais cessé de nous témoigner leur soutien et leurs encouragements pendant l'éprouvante mais exaltante marche décidée vers l'aboutissement de ce travail dont l'extrême difficulté en donne précisément l'inestimable valeur. Qu'ils soient assurés de notre profonde reconnaissance.

Nous saisissons enfin l'opportunité qui nous est offerte pour adresser nos vifs remerciements à la Direction, aux Enseignants, au personnel administratif et technique et à la 34ème Promotion en Sciences de l'Environnement de l'Institut des Sciences de l'Environnement de l'Université Cheikh Anta Diop de Dakar pour l'accueil généreux, les innombrables services rendus et les moments inoubliables que nous avons partagés depuis ma formation de Master.

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Carte des aires protégées du Burundi 56
Figure 2: Evolution numérique des aires protégées du Burundi de 1933 à 2015 56
Figure 3: Evolution des catégories de gestion des aires protégées du Burundi 57
Figure 4: Evolution de la superficie des aires protégées du Burundi de 1933 à 2015 58
Figure 5: Evolution des budgets de la conservation au Burundi de 1981 à 2015 63
Figure 6 : Evolution des budgets ordinaires décennaux de 1981 à 2015 64
Figure 7: Evolution des budgets d'investissement décennaux de 1981 à 2015 65
Figure 8: Evolution de la fréquentation touristique des aires protégées du Burundi 67
Figure 9: Evolution des personnels de l'OBPE et du Parc de la Rusizi de 1980 à 2015 71
Figure 10: Evolution des budgets annuels par personne de 1981 à 2015 73
Figure 11: Evolution des budgets annuels par hectare de 1981 à 2015 74
Figure 12: Densités de surveillance des aires protégées en 2011 75
Figure 13 : Densités infractionnelles des aires protégées de 1980 à 2000 75
Figure 14: Evaluation des critères de gestion des aires protégées en 2015 77
Figure 15A-B: Localisation et configuration physique du Parc de la Rusizi 80
Figure 16: Evaluation des indicateurs de gestion du Parc en 2015 92
Figure 17: Arbre de décision pour la définition des PTS (Barima, 2009) 104
Figure 18: Algorithme de détermination des indices de tendance (Auteur, 2017) 106
Figure 19: Typologie et évolution des classes d'occupation du sol de 1984 à 2015 117
Figure 20 A-B: Changements et bilan d'occupation du sol entre 1984 et 1990 120
Figure 21 A-B: Changements et bilan d'occupation du sol entre 1990 et 2000 122
Figure 22 A-B: Changements et bilan d'occupation du sol entre 2000 et 2011 125
Figure 23 A-B: Changements et bilan d'occupation du sol entre 2011 et 2015 127
Figure 24 A-B: Changements et bilan d'occupation du sol entre 1984 et 2015 129
Figure 25: Variations des superficies des classes d'occupation du sol entre 1984 et 2015 130
Figure 26: Evolution de la stabilité des classes d'occupation du sol de 1984 à 2015 130
Figure 27: Bilan global des changements d'occupation du sol entre 1984 et 2015 131
Figure 28 A-B: Evolutions spatio-temporelles des zones cultivées entre 1984 et 2015 132
Figure 29 A-B : Zones cultivées et Modèle Numérique de Terrain 133
Figure 30: Evolution de la distribution altitudinale des zones cultivées de 1984 à 2015 133
Figure 31 : Variations altitudinales des superficies des zones cultivées de 1984 à 2015 134
Figure 32 A-B: Evolutions spatio-temporelles des zones brûlées entre 1984 et 2015 135
Figure 33: Evolution de la distribution altitudinale des zones brûlées de 1984 à 2015 136
Figure 34: Variations altitudinales des superficies des zones brûlées entre 1984 et 2015 136
Figure 35: Typologie des reconversions végétales des zones cultivées de 1984 à 2015 137
Figure 36: Typologie des formations végétales mises en cultures de 1984 à 2015 138
Figure 37: Typologie des reconversions végétales des zones brûlées de 1984 à 2015 139
Figure 38: Typologie des formations végétales mises en feu de 1984 à 2015 139
Figure 39: Variations numériques des plans d'eau entre 1984 et 2015 142
Figure 40A : Evolution comparée des plans d'eau entre 1984 et 1990 143
Figure 40B : Evolution comparée des plans d'eau entre 1990 et 2000 144

Figure 41A : Evolution comparée des plans d'eau entre 2000 et 2011 145
Figure 41B : Evolution comparée des plans d'eau entre 2011 et 2015……..146
Figure 42: Evolution de la stabilité des plans d'eau entre 1984 et 2015 148
Figure 43 : Bilan global d'évolution de la classe des plans d'eau de 1984 à 2015 149
Figure 44: Typologie des classes de conversion des plans d'eau de 1984 à 2015 150
Figure 45: Typologie des classes converties en plans d'eau de 1984 à 2015..... 150
Figure 46 : Variations relatives des superficies des plans d'eau de 1984 à 2015..... 152
Figure 47: Evolution des taux d'expansion spatiale des plans d'eau de 1984 à 2015..... 153
Figure 48: Taux relatifs d'expansion spatiale des plans d'eau de 1984 à 2015 154
Figure 49: Evolution comparée des points d'eau et de la Rusizi entre 1984 et 2015..... 155
Figure 50: Evolution comparée des principaux étangs du parc de 1984 à 2015 155
Figure 51: Evolution comparée des deux lagunes du parc entre 1984 et 2015 155
Figure 52 A-B: Connectivités hydrologiques durant les périodes 1984-1990 et 1984-2015 157
Figure 53: Typologie et importance relative des PTS entre 1984 et 2015 162
Figure 54: Evolution des PTS par classe d'occupation du sol entre 1984 et 2015..... 163
Figure 55: Evolution comparée de la dominance des taches de classes entre 1984 et 2015 165
Figure 56: Evolution des dynamiques paysagères de synthèse de 1984 à 2015..... 167
Figure 57A: Distribution spatiale des localités périphériques du Parc de la Rusizi 170
Figure 57B : Distribution spatiale des marchés périphériques des produits……..171
Figure 58: Indicateurs de menaces des localités périphériques dépendantes 172
Figure 59: Evolution spatiale et temporelle des localités périphériques 173
Figure 60: Evolution numérique et spatiale comparée des localités périphériques..... 174
Figure 61: Evolution spatiale et temporelle des populations périphériques..... 175
Figure 62: Evolution démographique des localités périphériques les plus anciennes..... 176
Figure 63: Evolution démographique comparée des communes Gihanga et Mutimbuzi..... 176
Figure 64: Evolution des taxes mensuelles d'exploitation des ressources de 1987 à 2015..... 178
Figure 65: Evolution du taux de conversion du franc burundais en dollar américain..... 179
Figure 66: Evolution des prix de vente des produits d'exploitation de 1987 à 2015 180
Figure 67: Evolution des revenus mensuels nets d'exploitation de 1987 à 2015..... 181
Figure 68: Evolution des effectifs annuels d'exploitants de ressources de 1987 à 2015 182
Figure 69: Evolution du ratio Exploitants-Nombre d'habitants de 1987 à 2015..... 183
Figure 70: Evolution comparée des paramètres moyens d'exploitation de 1987 à 2015 183
Figure 71: Evolution des recettes non touristiques du parc de 1987 à 2015 184
Figure 72 : Evolution comparée des revenus du parc et des exploitants de 1987 à 2015..... 186
Figure 73: Résultats de la classification hiérarchisée des infractions de 1987 à 2007 187
Figure 74: Evolution comparée des indicateurs de gestion et de pressions de 1987 à 2007 188
Figure 75: Evolution des effectifs de Touristes selon les nationalités de 1988 à 2015 191
Figure 76: Evolution des effectifs de Touristes selon la provenance de 1988 à 2015..... 192
Figure 77: Evolution des tarifs touristiques selon les catégories de Touristes..... 193
Figure 78: Evolution des tarifs, des effectifs et des recettes touristiques de 1988 à 2015 194
Figure 79: Evolution des recettes touristiques sur Pistes et Pirogues de 1988 à 2015 194
Figure 80: Evolution comparée des tarifs et des payements touristiques de 1988 à 2015 195
Figure 81: Résultats d'évaluation de la perception sur les ressources de 1987 à 2015 196
Figure 82: Evolution de la pluviométrie à la station Bujumbura-Aéroport de 1981 à 2015 197
Figure 83: Evolution de l'indice pluviométrique à la station Bujumbura-Aéroport 198

Figure 84: Evolution de la température à la station Bujumbura-Aéroport de 1981 à 2015 199
Figure 85: Evolution de l'indice de température de 1981 à 2015 200

LISTE DES TABLEAUX

Tableau I : Evolution et caractéristiques des aires protégées du Burundi 55
Tableau II: Principales caractéristiques des images satellitaires utilisées 97
Tableau III : Matrice d'évaluation et de classification des indices de tendance 107
Tableau IV: Critères d'évaluation et échelles de cotation des infractions 113
Tableau V: Paramètres de précision de la classification supervisée des images 116
Tableau VI : Matrice de transition de l'occupation du sol entre 1984 et 1990 (%) 119
Tableau VII: Matrice de transition de l'occupation du sol entre 1990 et 2000 (%) 121
Tableau VIII: Matrice de transition de l'occupation du sol entre 2000 et 2011 (%) 124
Tableau IX: Matrice de transition de l'occupation du sol entre 2011 et 2015 (%) 126
Tableau X: Matrice de transition de l'occupation du sol entre 1984 et 2015 (%) 128
Tableau XI : Noms et superficies (ha) des plans d'eau identifiés de 1984 à 2015 141
Tableau XII: Matrice de transition des plans d'eau entre 1984 et 1990 (%) 156
Tableau XIII : Matrice de transition des plans d'eau entre 1984 et 2015 (%) 157
Tableau XIV: Evolution des indices de structures spatiales entre 1984 et 2015. 159
Tableau XV. Evolution de la dominance des classes d'occupation du sol de 1984 à 2015 164
Tableau XVI: Statistiques de synthèse des dynamiques paysagères entre 1984 et 2015 (%) 166
Tableau XVII: Valeurs et classes des indices de tendance de 1984 à 2015 166
Tableau XVIII: Evolution des paramètres spatiaux des points d'eau de 1984 à 2015 198

LISTE DES ANNEXES

Annexe 1 : Articles de Recherche Originale Publiés
Annexe 2 : Guide d'Entretien avec les catégories d'exploitants de ressources
Annexe 3 : Guide d'Entretien préliminaire avec les Gestionnaires
Annexe 4 : Guide d'Entretien avec les Gardes-forestiers les plus anciens
Annexe 5 : Guide d'Entretien avec les Conseils des localités périphériques
Annexe 6 : Guide d'Entretien final avec les Gestionnaires
Annexe 7 : Noms et Coordonnées des localités périphériques du Parc de la Rusizi
Annexe 8 : Matrices de confusion et Erreurs des tests de classification des images
Annexe 9 : Relevés mensuels des infractions au Parc de la Rusizi
Annexe 10 : Relevés annuels des infractions dans les Secteurs du Parc de la Rusizi
Annexe 11 : Fréquentation touristique au Parc de la Rusizi
Annexe 12 : Tarifs et recettes touristiques au Parc de la Rusizi
Annexe 13 : Recettes périodiques d'exploitation des ressources naturelles
Annexe 14 : Taxes, revenus et effectifs de bénéficiaires des exploitations au Parc de la Rusizi

LISTE DES ACRONYMES

AFD : Agence Française de Développement

AMP : Aire Marine Protégée

ANOVA : Analysis Of Variance

APAAT : African Protected Areas Assessment Tool

APRN : Appui à la Protection des Ressources Nationales

ASTER : Advanced Spaceborn Thermal Emission and Reflection Radiometer

AWF : African Wildlife Foundation

BAD : Banque Africaine de Développement

BCR : Bureau Central de Recensement

BLI : BirdLife International

BM : Banque Mondiale

CCNUCC : Convention Cadre des Nations Unies sur le Changement Climatique

CDB : Convention sur la Diversité Biologique

CEC : Commission of the European Communities

CI : Conservation International

CMAP : Commission Mondiale des Aires Protégées

COGERCO : Compagnie de Gérance du Coton du Burundi

CRPL : Coopération décentralisée avec la Région des Pays de la Loire (France)

DJTC : Durée Journalière de Travail en Champ

DOPA : Digital Observatory for Protected Areas

DPSIR : Driving forces, Pressure, State, Impact and Responses

DTA : Distance - Temps d'Accès

ENSA : Ecole Nationale Supérieure d'Agriculture

ENVI : Environment for the Visualization of Image

EPA : Etablissement Public à caractère Administratif

ERTS : Earth Resources Technology Satellite

ETM : Enhanced Thematic Mapper

FAO : Food and Agriculture Organization

FEM : Fonds pour l'Environnement Mondial

FFEM : Fonds Français pour l'Environnement Mondial

FORENAR : Forum national pour la protection du Parc de la Rusizi

FSJP : Faculté des Sciences Juridiques et Politiques

FST : Faculté des Sciences et Techniques

GDEM : Global Digital Elevation Model

GEOSS : Global Earth Observation System of Systems

GES : Gaz à Effet de Serre

GLC : Global Land Cover

GPS : Global Positioning System

IGEBU : Institut Géographique du Burundi

INCN : Institut National pour la Conservation de la Nature

INECN : Institut National pour l'Environnement et la Conservation de la Nature

IPCC : Intergovernmental Panel on Climate Change

IPNCB : Institut des Parcs Nationaux du Congo Belge

ISABU : Institut des Sciences Agronomiques du Burundi

ISE : Institut des Sciences de l'Environnement

LCCS : Land Cover Classification System

LDCM : Landsat Data Continuity Mission

LERG : Laboratoire d'Enseignement et de Recherche en Géomatique

LPO : Ligue pour la Protection des Oiseaux

MAB : Man and Biosphere

MEA : Millennium Ecosystems Assessment

METT : Management Effectiveness Tracking Tool

MINATE : Ministère de l'Aménagement, du Tourisme et de l'Environnement

MNT : Modèle Numérique de Terrain

MSS : Multi-Spectral Scanner

NASA : National Aeronautic and Space Administration

OBPE : Office Burundais pour la Protection de l'Environnement

OCDE : Organisation de Coopération et de Développement Economiques

OIBT : Organisation Internationale des Bois Tropicaux

OLI-TIRS : Operational Land Imager and Thermal Infrared Sensor

OMM : Organisation Météorologique Mondiale

OMS : Organisation Mondiale de la Santé

ONG : Organisation Non Gouvernementale

ONT : Office National du Tourisme

ONU : Organisation des Nations Unies

ORPE : Office Rwandais pour la Protection de l'Environnement

ORTPN : Office Rwandais du Tourisme et des Parcs Nationaux

ORU : Ordonnance du Rwanda-Urundi

PA-BAT : Protected Areas Benefits Assessment Tool

PACO : Programme Afrique Centrale et de l'Ouest

PACT : Protected Areas and Climate Turn around Alliance

PANA : Plan d'Action National pour l'Adaptation au changement climatique

PAP : Paysage Aquatique Protégé

PAPACO : Programme Aires Protégées d'Afrique Centrale et de l'Ouest

PCS : Points de Contrôle au Sol

PER : Pressions-Etat-Réponses

PICD : Projet Intégré de Conservation et de Développement

PNUD : Programme des Nations Unies pour le Développement

PNUE : Programme des Nations Unies pour l'Environnement

PSE : Produits et Services Ecosystémiques

PTAP : Programme de Travail sur les Aires Protégées

PTRPC : Programme Transitoire de Réhabilitation Post Conflit

PTS : Processus de Transformation Spatiale

RAPPAM : Rapid Assessment and Prioritization of Protected Areas Management

RDB : Rwanda Development Board

RECM : Réseau Européen pour la Conservation des Mares

SANDRE : Service d'Administration Nationale des Données et Référence sur l'Eau

SIG : Système d'Information Géographique

SMC : Stratégie Mondiale pour la Conservation

SPSS : Statistical Package for Social Sciences

SRTM : Shuttle Radar Topography Mission

TBC : Tanganyika Business Company

TEEB : Travail sur l'Economie des Ecosystèmes et de la Biodiversité

TM : Thematic Mapper

TNC : The Nature Conservancy

UCAD : Université Cheikh Anta Diop de Dakar

UICN : Union Internationale pour la Conservation de la Nature

UIPN : Union Internationale pour la Protection de la Nature

UNESCO : United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization

USGS : United States Geological Survey

UT : Université de Thiès

UTM : Universal Transverse Mercator

VERRUNDI : Verreries du Burundi

WCMC : World Conservation Monitoring Center

WCS : Wildlife Conservation Society

WDPA : World Data base on Protected Areas

WGS : World Geodesic System

WRM : World Rainforest Movement

WRS : Landsat Worldwide Reference System

WWF : World Wildlife Fund for Nature

RESUME

Actuellement, les aires protégées et les multiples services qu'elles procurent à l'humanité connaissent un rythme inquiétant de dégradation à travers le monde. En Afrique en général et au Burundi en particulier, ils sont considérablement menacés par une démographie galopante, l'intensification des pressions anthropiques et les effets du changement climatique. De façon conséquente, leur conservation durable requiert une gestion adaptative fondée sur l'évaluation périodique des tendances évolutives et l'ajustement continu des objectifs, des outils et des méthodes de gestion. La présente étude, dont l'objectif principal est l'analyse de l'évolution des états de conservation du Parc national de la Rusizi sous différents régimes de conservation depuis 1980, répond à cette exigence et constitue une approche innovante de détermination des tendances de conservation basée sur les objectifs de conservation, l'analyse géospatiale et un indice de tendance. Elle est axée sur l'analyse diachronique de l'occupation du sol à partir des images multi-dates Landsat de 1984, 1990 et 2011 (TM), 2000 (ETM) et 2015 (OLI-TIRS), des outils de l'écologie du paysage et des données socio-économiques, biophysiques et climatiques. Les résultats obtenus mettent en évidence 9 à 10 classes d'occupation du sol aux évolutions contrastées, selon les années. La matrice du paysage, qui était constituée de la savane arborée en 1984, est co-dominée par la savane arbustive et les zones cultivées en 2015. Entre 1984 et 2015, le Parc de la Rusizi a perdu 29,9% de la couverture végétale, la quasi-totalité du couvert ligneux et 31,2% des ressources en eau, au profit des zones anthropisées qui se sont étendues de 94,5%. Les périodes sous statut de Réserve ont connu des évolutions positives de faible amplitude et les périodes sous statut de Parc, des évolutions négatives de forte amplitude. En définitive, la période d'étude 1984-2015 a enregistré une évolution négative de forte amplitude d'indice de tendance I_t [(77,-64); 4b] qui est caractérisée par des changements spatiaux sur 77% du parc et un bilan de dégradation de 64%. Ces tendances évolutives s'expriment à travers 6 processus de transformation spatiale qui sont dominés par la création et la suppression des taches. Elles s'expliquent principalement par les défrichements culturaux et les feux de pâturages, une exploitation massive des ressources végétales et une forte variabilité climatique. Les résultats d'analyses montrent que la gouvernance et la gestion participative du parc sont inadaptées et ne permettent pas d'en assurer une conservation durable. Ils apportent des connaissances et des données nouvelles et intéressantes pour l'amélioration du système actuel de gestion.

Mots-clé : *Aire protégée, Parc national de la Rusizi, Image Landsat, Dynamiques d'occupation du sol, Processus spatial, Tendance évolutive, Gestion participative, Burundi*

TABLE DES MATIERES

Dédicace i
Remerciements iii
LISTE DES FIGURES v
LISTE DES TABLEAUX vii
LISTE DES ANNEXES vii
LISTE DES ACRONYMES viii
RESUME xii
CHAPITRE 1. INTRODUCTION GENERALE 1
1.1. Contexte et justification 1
1.2. Objectifs, questions et hypothèses de recherche 7
CHAPITRE 2. CADRE DE L'ETUDE 10
2.1. Cadre théorique et conceptuel 10
2.1.1. Conservation de la nature dans le monde 10
2.1.1.1. Développement des aires protégées : Visions, étapes, acteurs et implications 10
2.1.1.2. Approches, critères, stratégies et priorités de conservation 12
2.1.1.3. La gestion participative : une réhabilitation symbolique, des acquis anecdotiques 15
2.1.1.4. Gestion des aires protégées: un langage universel, des normes adaptables 18
2.1.1.5. Aires protégées performantes: outils, indicateurs et modèles de gestion 21
2.1.1.6. Etudes des aires protégées : approches théoriques et méthodologiques 23
2.1.1.7. Financement de la conservation: des zones prioritaires, un modèle sélectif 25
2.1.1.8. L'écotourisme : des bénéfices assurés, une répartition polarisée 27
2.1.2. Conservation de la nature en Afrique 28
2.1.2.1. Les aires protégées africaines: une réalité historique, des histoires douloureuses 28
2.1.2.2. L'appropriation des politiques coloniales, un paradoxe post-indépendantiste 31
2.1.2.3. La gestion des aires protégée : les défis d'une gouvernance importée 33
2.1.2.4. L'écotourisme en Afrique: promesses non tenues, populations abusées 35
2.1.2.5. L'intégration publique : des attentes fortes, des réalisations en demi-teinte 37
2.1.3. Concepts et indicateurs utilisés 39
2.1.3.1. Concepts sur la conservation 40
2.1.3.1.1. Aire protégée 40
2.1.3.1.2. Parc national 40
2.1.3.1.3. Indicateur environnemental 41

2.1.3.2. Concepts sur l'occupation du sol 41
2.1.3.2.1. Occupation du sol 41
2.1.3.2.2. Matrice de transition dans l'occupation du sol 42
2.1.3.2.3. Stabilité dans l'occupation du sol 42
2.1.3.2.4. Modification de l'occupation du sol 42
2.1.3.2.5. Conversion de l'occupation du sol 43
2.1.3.2.6. Progression et régression de la végétation 43
2.1.3.3. Indicateurs de structures et d'évolutions spatiales 44
2.1.3.3.1. Coefficient d'asymétrie d'une aire protégée 44
2.1.3.3.2. Indice de structure spatiale 44
2.1.3.3.3. Dominance de tache de classe 46
2.1.3.3.4. Indice de tendance et Tendance évolutive 46
2.1.3.3.5. Périphérie d'une aire protégée 47
2.1.3.3.6. Distance-Temps d'Accès d'une localité 47
2.1.3.3.7. Durée Journalière de Travail en Champ d'une localité 48
2.1.3.4. Concepts socio-économiques et de gouvernance 48
2.1.3.4.1. Population dépendante d'une aire protégée 48
2.1.3.4.2. Gouvernance d'une aire protégée 48
2.1.3.4.3. Gestion participative d'une aire protégée 49
2.2. Présentation du contexte national burundais et de la zone d'étude 49
2.2.1. Evolution et situation de la conservation de la nature au Burundi 49
2.2.1.1. Une évolution marginale, l'argument de la force et l'épreuve des politiques 49
2.2.1.2. Un réseau d'aires protégées dispersées, non connectives et peu viables 54
2.2.1.3. Une législation à marche forcée, des modes de gestion anachroniques 60
2.2.1.4. Des sous-financements récurrents, une dépendance financière forte 62
2.2.1.5. L'écotourisme : des contre-performances structurelles, une exception régionale. 66
2.2.1.6. La gestion participative: un slogan politique, une législation biaisée et stérile. 69
2.2.1.7. Une bureaucratie pléthorique, des aires protégées en mal de personnel. 71
2.2.1.8. Des indicateurs de gestion peu reluisants, une vulnérabilité au rendez-vous. 72
2.2.2. Le Parc national de la Rusizi dans tous ses états 78
2.2.2.1. Une localisation convoitée, une configuration physique vulnérable 78
2.2.2.2. Un passé de contentieux, des enjeux internationaux pour la conservation 80
2.2.2.3. Des conditions écologiques sévères, une mosaïque de sols et de végétations 81
2.2.2.4. Un réseau hydrographique polarisé, lâche et fluctuant 83

2.2.2.5. Un environnement rural dynamique, des interactions périphériques fortes. 84
2.2.2.6. Un statut changeant, des objectifs identiques et des incohérences dans la gestion 85
2.2.2.7. Un défaut d'outils de gestion, des navigations à vue et des méthodes surannées. 86
2.2.2.8. Des aménagements à minima, une gestion participative symbolique 88
2.2.2.9. L'écotourisme : un potentiel considérable, une gestion amateuriste 89
2.2.2.10. Une multitude d'acteurs, des intérêts contradictoires et concurrentiels. 90
2.2.2.11. Une gestion déficiente, des défis multiformes pour la conservation 92
CHAPITRE 3. MATERIEL ET METHODES 94
3.1. Démarche méthodologique générale 94
3.2. Variables, données et méthodes d'analyses 96
3.2.1. Dynamique d'occupation du sol 96
3.2.1.1. Données images de télédétection 96
3.2.1.2. Traitement et analyses des données de télédétection 97
3.2.1.3. Précision et vérification des classifications d'images 99
3.2.1.4. Cartographie, analyses cartographiques et détection des changements 100
3.2.1.5. Cartographie et détection des changements des plans d'eau 100
3.2.2. Indicateurs de structures et d'évolution spatiales 103
3.2.2.1. Détermination des indices de structures spatiales 103
3.2.2.2. Détermination de la dominance des taches 104
3.2.2.3. Détermination des indices de tendance et des tendances évolutives 105
3.2.2.4. Détermination du coefficient d'asymétrie 108
3.2.3. Facteurs d'évolution du Parc de la Rusizi 108
3.2.3.1. Dynamiques territoriales et interactions périphériques 108
3.2.3.2. Modélisation des menaces et des pressions périphériques 109
3.2.3.3. Exploitation encadrée des ressources 110
3.2.3.4. Exploitation frauduleuse des ressources 111
3.2.3.5. Exploitation et gestion écotouristiques 113
3.2.3.6. Perception de l'exploitation et de l'évolution des ressources 114
3.2.3.7. Evolution des conditions climatiques 114
CHAPITRE 4. PRESENTATION DES RESULTATS 116
4.1. Dynamiques d'occupation du sol 116
4.1.1. Précision et qualité de la classification des images 116
4.1.2. Occupation du sol en 1984, 1990, 2000, 2011 et 2015 117
4.1.3. Changements périodiques d'occupation du sol 118

4.1.3.1. Changements d'occupation du sol entre 1984 et 1990 118
4.1.3.2. Changements d'occupation du sol entre 1990 et 2000 120
4.1.3.3. Changements d'occupation du sol entre 2000 et 2011 123
4.1.3.4. Changements d'occupation du sol entre 2011 et 2015 125
4.1.3.5. Changements d'occupation du sol entre 1984 et 2015 127
4.1.3.6. Dynamiques géospatiales des zones cultivées entre 1984 et 2015 131
4.1.3.7. Dynamiques géospatiales des zones brûlées entre 1984 et 2015 134
4.1.3.8. Relations entre les zones cultivées et la végétation de 1984 à 2015 137
4.1.3.9. Relations entre les zones brûlées et la végétation de 1984 à 2015 138
4.1.4. Dynamiques des plans d'eau entre 1984 et 2015 140
4.1.4.1. Etats de la couverture en eau en 1984, 1990, 2000, 2011 et 2015 140
4.1.4.2. Changements dans la classe des plans d'eau 147
4.1.4.3. Changements dans les plans d'eau individuels 151
4.1.4.4. Connectivités spatiales entre les plans d'eau 156
4.1.5. Conclusion partielle 158
4.2. Indicateurs des structures spatiales et de tendance 159
4.2.1. Indices de structures spatiales de 1984 à 2015 159
4.2.1.1. Indices spatiaux et dynamiques paysagères entre 1984 et 1990 159
4.2.1.2. Indices spatiaux et dynamiques paysagères entre 1990 et 2000 160
4.2.1.3. Indices spatiaux et dynamiques paysagères entre 2000 et 2011 160
4.2.1.4. Indices spatiaux et dynamiques paysagères entre 2011 et 2015 161
4.2.1.5. Indices spatiaux et dynamiques paysagères entre 1984 et 2015 161
4.2.2. Dominances des taches de classes de 1984 à 2015 163
4.2.3. Indices de tendance du Parc de la Rusizi de 1984 à 2015 166
4.2.4. Tendances évolutives du Parc de la Rusizi de 1984 à 2015 166
4.2.5. Coefficient d'asymétrie du Parc de la Rusizi 167
4.2.6. Conclusion partielle 168
4.3. Facteurs d'évolution du Parc de la Rusizi 169
4.3.1. Dynamiques territoriales et interactions périphériques 169
4.3.1.1. Caractéristiques de la zone d'emprise spatiale 169
4.3.1.2. Socio-économie et dépendance des localités périphériques 172
4.3.1.3. Niveaux de menaces et de pressions des localités périphériques 172
4.3.1.4. Stratégies d'occupation spatiale à la périphérie 173
4.3.2. Exploitation encadrée de ressources 177

4.3.2.1. Types et modalités d'exploitation 177
4.3.2.2. Evolution des taxes d'exploitation et des prix de vente 178
4.3.2.3. Evolution des effectifs d'exploitants réguliers 181
4.3.2.4. Evolution comparée des paramètres d'exploitation des ressources 183
4.3.2.5. Evolution des recettes non touristiques d'exploitation du Parc 184
4.3.2.6. Evolution comparée des recettes du parc et des exploitants 186
4.3.3. Exploitations frauduleuses des ressources 187
4.3.3.1. Typologie et importance des principales exploitations frauduleuses 187
4.3.3.2. Evolution des infractions et des indicateurs de gestion 188
4.3.4. Marchés d'écoulement des produits d'exploitation 190
4.3.5. Exploitation et gestion écotouristiques 191
4.3.5.1. Evolution du mouvement touristique 191
4.3.5.2. Recettes touristiques et retombées socio-économiques 193
4.3.6. Perception de l'exploitation et de l'évolution des ressources 196
4.3.7. Conditions climatiques 196
4.3.7.1. Evolution de la pluviométrie de 1981 à 2015 196
4.3.7.2. Paramètres spatiaux des plans d'eau et pluviométrie 198
4.3.7.3. Evolution de la température de 1981 à 2015 199
4.3.8. Conclusion partielle 200
CHAPITRE 5. DISCUSSION DES RESULTATS 203
5.1. Dynamiques d'occupation du sol 203
5.1.1. Précision et qualité de la classification des images 203
5.1.2. Changements d'occupation du sol 203
5.1.2.1. Changements d'occupation du sol entre 1984 et 1990 204
5.1.2.2. Changements d'occupation du sol entre 1990 et 2000 204
5.1.2.3. Changements d'occupation du sol entre 2000 et 2011 206
5.1.2.4. Changements d'occupation du sol entre 2011 et 2015 207
5.1.2.5. Changements d'occupation du sol entre 1984 et 2015 208
5.1.3. Dynamiques des plans d'eau 211
5.1.3.1. Evolution climatique et couverture en eau 211
5.1.3.2. Evolution des plans d'eau individuels 214
5.1.3.3. Interactions spatiales des plans d'eau 215
5.1.3.4. Changements périodiques de la couverture en eau 216
5.1.3.5. Caractéristiques physiques et connectivités spatiales des plans d'eau 218

5.1.3.6. Dynamiques des plans d'eau et qualité de la conservation 219
5.2. Indices de structures spatiales et de tendance évolutive 221
5.2.1. Indices de structures spatiales 221
5.2.2. Dominances des taches de classes et processus spatiaux 222
5.2.3. Indices de tendance et tendances évolutives 224
5.2.4. Processus spatiaux, dynamiques paysagères et tendances évolutives 227
5.2.5. Changements d'occupation du sol et indices de structures spatiales 230
5.3. Facteurs d'évolution du Parc de la Rusizi 231
5.3.1. Dynamiques, interactions et menaces périphériques 231
5.3.1.1. Dynamiques territoriales et interactions périphériques 231
5.3.1.2. Menaces et pressions périphériques 233
5.3.2. Exploitation encadrée des ressources 235
5.3.2.1. Modalités et cadres d'exploitations des ressources 235
5.3.2.2. Taxes d'exploitation, revenus des exploitants et recettes du parc 237
5.3.2.3. Taxation, revenus d'exploitation et effectifs d'exploitants 241
5.3.2.4. Indicateurs et évolution des exploitations spécifiques 242
5.3.3. Exploitation frauduleuse des ressources 244
5.3.3.1. Nature, catalyseurs et impacts des infractions 244
5.3.3.2. Evolution spatio-temporelle des infractions spécifiques 250
5.3.3.3. Indicateurs de gestion et dynamiques infractionnelles 252
5.3.4. Exploitation et gestion écotouristiques 253
5.3.4.1. Tarifs et fréquentation touristiques 253
5.3.4.2. Recettes touristiques et retombées socio-économiques 255
5.3.5. Perception de l'exploitation et de l'évolution des ressources 257
5.3.6. Evolution des conditions climatiques 258
CHAPITRE 6. CONCLUSION GENERALE ET PERSPECTIVES 260
6.1. Conclusion générale 260
6.2. Perspectives de recherches futures 268
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES 270
ANNEXES 304

CHAPITRE 1. INTRODUCTION GENERALE

1.1. Contexte et justification

A l'universel et de tout temps, les aires protégées portent des enjeux multiples selon les catégories d'acteurs en présence (Rwanyiziri, 2002; Colchester, 2003; Giraut et al, 2004). Pour l'acteur-Etat, elles représentent un enjeu économique et politique en tant que réservoirs de ressources et outils de contrôle territorial et social (Colchester, 2003; Giraut et al, 2004). Pour l'acteur communautaire, elles constituent un enjeu socio-économique comme garde-mangers (Sournia, 1996; Kabore, 2010) et mères nourricières (Pelt, 2010) et un enjeu culturel en qualité de support d'identité et d'affirmation identitaire (Kabore, 2010). Pour l'acteur international enfin, elles symbolisent un enjeu écologique en tant que patrimoine génétique et environnemental à conserver et à protéger contre la tragédie des communaux (Hardin, 1969).

Du fait de ces enjeux vitaux et cruciaux, les aires protégées, qui constituent les pierres angulaires des stratégies nationales et internationales de conservation de la biodiversité et de sauvegarde des valeurs socioculturelles fondamentales [Convention sur la Diversité Biologique (CDB), 1992, 1994; Eva et al, 2006; Triplet, 2009; Dudley et al, 2010; Théberge et al, 2012], sont à la croisée des chemins.

En effet, la complexité actuelle des acteurs et des intérêts les plus contradictoires dans la conservation et l'utilisation durables des ressources biologiques (Chauvet et al, 1993; Kasisi, 2012) entraîne des convoitises et des pressions d'exploitation tellement fortes que la biodiversité est menacée à toutes les échelles. Ainsi, entre 1970 et 2008, la diversité biologique aurait diminué de 30% à l'échelle du globe et de 60% sous les tropiques [World Wide Fund for Nature (WWF), 2012]. Cette diminution s'est accompagnée d'une perte des produits et des services écosystémiques (PSE) qu'elle procure à l'humanité [Millennium Ecosystems Assessment (MEA), 2005]. Selon le rapport d'évaluation des écosystèmes du millénaire, 60% des PSE mondiaux seraient dégradés (MEA, 2005).

Ces tendances négatives résulteraient d'un déséquilibre entre l'offre et la demande de ressources qui est dû à une démographie en croissance rapide et à la persistance de technologies peu performantes (Wackernagel et al, 1999; Eva et al, 2006; Djomo, 2011) et à la prééminence des bénéfices économiques directs sur les bénéfices indirects liés au maintien des services écologiques (MEA, 2005).

Ces évolutions sont d'autant plus préoccupantes qu'elles s'inscrivent actuellement dans le contexte contraignant du changement climatique global. La dégradation et la perte des écosystèmes naturels étant en effet les principales sources d'émissions de gaz à effet de serre (GES) responsables du changement climatique qui accroît en retour leur vulnérabilité [Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 2007; Dudley et al, 2010], la gestion durable des aires protégées et de la biodiversité ne saurait être dissociée de celle du phénomène climatique émergeant.

En pratique, le changement climatique et la dégradation des moyens d'existence des populations qu'il entraîne amplifient les pressions anthropiques sur les aires protégées qui exacerbent à leur tour le phénomène [Dudley et al, 2010; Fonds pour l'Environnement Mondial (FEM), 2010]. A ce titre, certaines études ont montré que 89% des systèmes naturels du monde subissent déjà les effets des changements climatiques (McCarty, 2001; Gilles, 2012) dont la gestion consiste « *à éviter l'ingérable* »par l'atténuation et « *à gérer l'inévitable* » à travers l'adaptation (Stern, 2006).

Si le changement climatique constitue directement et indirectement la plus grande menace sur la biodiversité [Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UICN), 2008], il est tout aussi vrai que le système mondial d'aires protégées offre l'une des solutions les plus efficaces d'atténuation et d'adaptation (Dudley et al, 2010). De fait, les aires protégées sont des solutions naturelles qui permettent aux écosystèmes et aux populations de faire face aux phénomènes climatiques extrêmes, tout en assurant la conservation et l'utilisation durables des PSE [UICN, 1994; Hugh, 2000; Programme des Nations Unies pour l'Environnement (PNUE), 2010; Dudley et al, 2010].Dans le contexte du changement climatique donc, la gestion adaptative des aires protégées est devenue la voie obligée pour une conservation efficace et l'exploitation durable des ressources naturelles (Welch, 2005; Hopkins et al, 2007).

Cependant, la plupart des aires protégées ayant été établies dans l'hypothèse de la permanence d'un climat stable (Hannah et al, 2002; Hannah et al, 2005), les évolutions projetées du climat appellent une remise en question des hypothèses, des plans et des outils de gestion des aires protégées (McCarty, 2001). Ces nouvelles exigences conceptuelles et stratégiques ont poussé les Etats parties à la CDB et le Burundi à considérer les aires protégées comme un des outils d'intervention à l'égard des changements climatiques [Ministère de l'Aménagement du territoire, du Tourisme et de l'Environnement (MINATE), 2007; Dudley et al, 2010].

C'est dans ce cadre qu'une coordination de la mise en œuvre conjointe de la CDB et de la Convention Cadre des Nations Unies sur le Changement Climatique (CCNUCC) a été instituée (Dudley et al, 2010) et que les préoccupations relatives à la biodiversité et au climat ont été intégrées dans un programme spécifique conçu jusqu'à l'horizon 2020; le « Protected Areas and Climate Turn around Alliance (PACT 2020) » qui assure la reconnaissance expresse de l'importance des aires protégées et de leurs réseaux dans les stratégies d'adaptation au changement climatique et d'atténuation de ses effets (UICN, 2008).

Dans ces perspectives, la gestion adaptative et la conservation durable des écosystèmes dégradés ou menacés de dégradation, notamment pour l'amélioration des capacités d'adaptation des communautés locales requièrent des recherches prioritaires et des données fiables sur la conservation, l'efficacité des systèmes de gestion et les mesures spéciales d'aménagement et de gestion (Eva et al, 2006 ; Dudley et al, 2010). En Afrique en général et au Burundi en particulier, de telles recherches et données revêtent une importance toute particulière, d'autant plus que la surexploitation des ressources naturelles, la dégradation rapide des aires protégées et la détérioration des conditions climatiques y constituent des défis majeurs [Dudley et al, 2010; WWF/Banque Africaine de Développement (BAD), 2012].

Sous un autre registre et dans le contexte des pays en voie de développement, les politiques d'exclusion sociale appliquées dans la conservation de la nature entraînent souvent des pressions d'exploitation considérables sur les aires protégées et la biodiversité. En effet, l'intégration entre la conservation et le développement des communautés locales, qui est consacrée par la Stratégie Mondiale de la Conservation (SMC) (UICN et al, 1980) à travers les projets intégrés de conservation et de développement (PICD), manque encore d'assise suffisante et de réelle efficacité en Afrique (Guéneau et al, 2004; Binot, 2010; UICN, 2012).

Les aires protégées y subissent des pressions anthropiques importantes et une dégradation accélérée à cause de la croissance démographique, de la hausse de la demande énergétique et d'une urbanisation galopante (WWF/BAD, 2012). Comme l'ont montré Williams (2000) et Bogaert et al (2008) en zone tropicale, effectivement, les densités élevées de populations et les pressions anthropiques favorisent la dégradation des aires protégées et la déforestation.

Afin de pallier à ces tendances régressives, un programme spécial de la CDB, à savoir le « Programme de Travail sur les Aires Protégées » (PTAP) a été mis en place depuis l'année 2004 pour codifier, dans la gestion des aires protégées, l'intégration des populations et la gestion participative (CDB, 2004 ; Triplet, 2009 ; Montpetit, 2013).

Dans le cadre de l'intégration publique et de la gestion participative des aires protégées justement, la question de l'exploitation des ressources naturelles en périphérie des aires protégées se trouve au cœur des préoccupations de multiples acteurs (Nouidemona, 2004 ; Kabore, 2010 ; Mahamadou et al, 2015). En effet, les aires protégée set leurs périphéries interagissent dans un jeu complexe de « fonctions périphériques » (Veyret, 2012) qui sont des relations subies ou induites par l'aire protégée vers ou à partir de la région, sous forme d'échanges biologiques, de flux économiques et de stratégies foncières (De Fries et al, 2010; Veyret, 2012). Ainsi, les politiques de protection de la nature engendrent une spatialisation dynamique des rapports sociaux entre acteurs (Aubertin et al, 2008 ; Glon et al, 2009).

D'après Lepart et al (2009), la conservation doit donc être pensée sur le mode d'un gradient de situations allant des aires de protection stricte à l'espace agricole qui est géré selon les principes de l'agro-écologie. Etant également donné que les enjeux sociaux sont omniprésents autour des aires protégées (Dumoulin, 2005), l'évaluation de l'impact des interactions socio-économiques et des ruptures territoriales sur la dynamique des écosystèmes et des ressources naturels doit être envisagée sur une échelle spatiale et temporelle large (Landry, 2009). Ces observations posent ainsi le problème de définition et de délimitation de la « périphérie » ou « de l'autour » d'une aire protégée pour tracer objectivement le cadre spatio-temporel des interactions socio-économiques qui déterminent l'exploitation et l'évolution des ressources.

La présente thèse sur le Parc national de la Rusizi s'inscrit précisément dans cette dynamique internationale de recherches et de production de connaissances sur la gestion adaptative et l'évolution des aires protégées, dans le contexte de l'approche de conservation participative et du changement climatique qui agissent et interagissent à travers un complexe d'interactions socio-économiques « Aires protégées-Périphéries » qui sont spatio-temporalisées.

Elle part d'un constat fondamental et préoccupant qui émane d'une évaluation sommaire de l'efficacité de gestion des aires protégées du Burundi qui a révélé l'existence de lacunes structurelles profondes d'organisation et de gestion qui engendrent de faibles niveaux de performance et une dégradation conséquente des espaces protégés (UICN, 2011).

Au Burundi en effet, les aires protégées, qui ne couvrent que 5,2% du territoire national contre des normes internationales indicatives de 17% pour les aires terrestres et de 10% pour les aires marines [CDB, 2010; Institut National pour l'Environnement et la Conservation de la Nature (INECN), 2012], sont particulièrement menacées par diverses exploitations.

L'insuffisance des terres agricoles et l'accroissement continu des besoins en ressources font des aires protégées la cible privilégiée et la proie facile des populations locales, des autorités administratives, des élites politiques et socio-économiques et de divers acteurs, y compris les bandes armées actives depuis ces dernières années. La détérioration des conditions climatiques et celle des moyens d'existence des populations qu'elle entraîne renforcent davantage les pressions sur les aires protégées qui portent sur les activités de survie quotidienne des populations rurales (Nindorera et al, 2000; UICN, 2011).

Ces pressions d'exploitation ont été aggravées par la guerre civile de 1993 qui a affaibli l'autorité de l'Etat et entraîné l'envahissement et la dégradation généralisés des espaces naturels [Programme des Nations Unies pour le Développement (PNUD), 1996; Nzigidahera, 2003]. Selon le PNUD (1996), le Burundi a perdu 30% des boisements artificiels et 14% des forêts naturelles à partir de la guerre civile en 1993. Entre 2000 et 2005, le pays accusait un taux de déforestation de 5,2% qui en faisait la deuxième nation africaine à bilan forestier négatif, juste après les Comores (7,4%) [Food and Agriculture Organization (FAO), 2005].

Au-delà des contentieux historiques liés à l'absence d'indemnisations et de relogements des populations expulsées à la création des aires protégées et des méthodes de gestion dirigistes et coercitives, les conflits et les difficultés de cohabitation entre les aires protégées et les populations périphériques sont davantage compliqués par deux contraintes physiques majeures, à savoir : (1) l'inexistence de limites précises effectivement matérialisées sur terrain pour l'écrasante majorité d'entre elles, qu'elles aient une existence juridique ou une reconnaissance de fait (UICN, 2011) et (2) l'absence systématique de zones-tampons qui sont théoriquement destinées à améliorer la protection de la zone centrale par l'absorption des conflits sociaux périphériques (Mengue, 2002; Nindorera et al, 2008; UICN, 2011).

Au cours des années 1990, l'étendue des conflits périphériques et l'ampleur des infractions commises dans les aires protégées étaient telles que l'INECN a dû se remettre en cause et adapter, un tant soit peu, ses méthodes de gestion (Nindorera et al, 2008). Il a alors négocié et obtenu des projets pour l'élaboration des plans d'aménagement et de gestion des aires protégées avec des objectifs clairs; plans qui ne seront malheureusement pas finalisés et appliqués à cause de la guerre civile de 1993 (Nindorera et al, 2000).

En vue d'atténuer les conflits et les pressions d'exploitation des ressources, a t-il aussi initié, dans la mouvance de la SMC fondée sur l'approche de gestion participative (UICN et al, 1980; Niang, 1990; Colchester, 2003; Giraut et al, 2004; Kasisi, 2012), des microprojets d'intégration publique et de génération de revenus en faveur des populations périphériques de certaines aires protégées, dont le Parc national de la Rusizi (Nindorera et al, 2000).

Ces initiatives, qui ont été lancées par les gestionnaires sans base légale, de manière unilatérale et sans études préalables, ne semblent avoir eu qu'une portée limitée et une efficacité toute relative au regard de la poursuite, sinon de l'intensification des pressions anthropiques sur les aires protégées (Nzigidahera, 2003 ; UICN, 2011 ; Cayate et al, 2015). En réalité, depuis le lancement des microprojets dans les aires protégées du pays, aucune recherche approfondie n'a été menée pour analyser l'impact des stratégies de conservation en général et de la gestion participative en particulier sur le développement local, la maîtrise des pressions anthropiques, l'évolution de la biodiversité et l'efficacité de la conservation. Cette évaluation au demeurant indispensable permettrait en effet de promouvoir des plans et des stratégies de gestion adaptés en vue d'une gestion rationnelle et durable des ressources.

La présente thèse a été précisément pensée et conduite dans ce contexte, mais dans une perspective plus large qui situe la gestion et l'évolution des aires protégées dans un cadre institutionnel, spatial, socio-économique et climatique à la fois englobant et dynamique. Elle se fonde sur un certain nombre de considérations théoriques qui justifient son ancrage dans l'analyse du tryptique « gouvernance, climat, pressions» en tant que complexe interactif qui explique la dynamique des aires protégées, surtout dans les zones peuplées (Dudley et al, 2010) où la gestion durable des ressources naturelles est largement tributaire des équilibres dynamiques entre la bio-capacité et l'empreinte écologique (Wackernagel et al, 1999).

La complexité de la question et l'étendue du champ d'investigation nous ont poussé à limiter notre étude à une aire protégée de référence; à savoir le Parc national de la Rusizi pour plusieurs raisons objectives dont les plus saillantes sont : (i) c'est l'unique aire protégée du Burundi à posséder un statut international, en sa qualité de site Ramsar reconnu comme une voie des migrations internationales de nombreuses espèces d'oiseaux d'eau douce (Ntakimazi et al, 1999 ; Ntakimazi et al, 2000), (ii) c'est l'aire protégée pilote et le laboratoire national de la politique de gestion participative et d'autofinancement des espaces protégés, (iii) il connaît une instabilité chronique des statuts de conservation et des limites physiques qui ont changé trois fois depuis sa création en 1980, (iv) c'est l'aire protégée la plus menacée par les

pressions anthropiques (UICN, 2011) et (v) c'est l'une des rares aires protégées du Burundi qui sont éligibles aux financements internationaux prioritaires, de part sa taille, son statut Ramsar et l'ampleur des menaces qu'il subit (Chape et al, 2003 ; Dubois et al, 2015).

En outre, certaines études sommaires ayant montré une amplification des conflits sociaux et des exploitations frauduleuses dans le périmètre du Parc de la Rusizi, nonobstant l'ancienneté et l'importance relatives des activités de gestion participative qui y sont menées (Wakana et al, 1996 ; Nzigidahera, 2003 ; UICN, 2011; Cayate et al, 2015), il se pose clairement la question de la pertinence et de l'efficacité de la gestion participative dans la maîtrise des pressions anthropiques et la qualité de la conservation, dans le contexte socio-économique, spatial et climatique de l'aire protégée. En d'autres termes, ce constat capital interroge sur la cohérence entre les méthodes de gestion et les dynamiques territoriales et socio-économiques périphériques qui déterminent les pressions d'exploitation et orientent son évolution.

La période d'étude retenue s'étend de la création de l'aire protégée en 1980 par décret n°1/6 du 3 mars 1980 qui institue une gestion étatique centralisée l'année 2015 qui marque les changements intervenus 4 ans après la promulgation de la loi n°1/10 du 30 mai 2011 qui consacre le spectre total des types de gouvernance (UICN, 2008 ; Dudley et al, 2010). L'échelle de temps choisie permet ainsi d'analyser, de manière comparative, l'impact des statuts de conservation et des modes de gouvernance sur l'évolution de l'aire protégée.

1.2. Objectifs, questions et hypothèses de recherche

La thèse analyse l'incidence des pressions d'exploitation et de l'occupation du sol sur l'évolution du Parc de la Rusizi, en relation avec les interactions socio-économiques qui caractérisent les aires protégées et leurs périphéries (Hugh, 2000 ; Aubertin et al, 2008 ; Landry, 2009 ; Binot, 2010 ; Kabore 2010 ; Katembo, 2011 ; Veyret, 2012 ; Mahamadou et al, 2015), les évolutions climatiques et les mécanismes de cogestion des aires protégées (Joiris, 2001 ; Héritier, 2007 ; Joiris et al, 2010 ; Laslaz, 2010; UICN, 2011 ; Borrini-Feyerabend et al, 2013). Il s'agit d'une étude intégrée des processus, des tendances et des facteurs d'évolution du parc qui identifie, caractérise et compare les évolutions spatio-temporelles qui ont marqué l'aire protégée sous ses statuts de Réserve (1980-1990, 2000-2011) et de Parc (1990-2000, 2011-2015) pour évaluer les états de conservation et l'efficacité des modes de gestion (Hockings et al, 2006 ; UICN, 2012), en référence aux objectifs de conservation.

De manière plus précise, l'objectif global de la thèse est « d'identifier, de caractériser et d'expliquer les dynamiques d'occupation sol et les tendances évolutives du Parc national de la Rusizi de 1984 à 2015». Les trois objectifs spécifiques qui découlent de l'objectif global sont: (1) analyser les changements d'occupation du sol, les processus de transformation spatiale et les dynamiques paysagères globales, (2) concevoir un algorithme et un indicateur chiffré de tendance pour la détermination des tendances évolutives périodiques et (3) identifier et analyser l'ensemble des facteurs qui expliquent les évolutions périodiques constatées.

De manière subséquente, l'étude s'efforcera d'établir le lien de causalité entre l'évolution démographique et celle des pressions anthropiques sur les ressources naturelles, au-delà « des évidences et des idées reçues », en confrontant, dans les faits, les deux courants théoriques dominants et opposés sur les relations entre la population et l'environnement ; à savoir la thèse malthusienne (Malthus, 1798 ; Ehrlich, 1968 ; Meadows, 1972; Ehrlich et al, 1993) et la thèse boserupienne (Boserup, 1965 ; Simon, 1985, 1989 ; Tiffen et al, 1994 ; Jouve 2004 ; FAO, 2012) afin de dégager le modèle qui s'ajuste le mieux à la situation locale.

Les questions principale et spécifiques correspondant aux objectifs énoncés ci-dessus sont respectivement les suivantes : (1) Comment l'occupation du sol et la conservation du Parc de la Rusizi ont-elles évolué entre 1984 et 2015 et quels sont les facteurs qui expliquent les changements intervenus ? (2) Quels sont les changements spatio-temporels, les processus spatiaux et les dynamiques paysagères qui ont affecté l'occupation du sol du Parc de la Rusizi entre 1984 et 2015 ? (3) Quels sont les tendances évolutives observées et l'état de réalisation des objectifs de conservation entre 1984 et 2015? (4) Quels sont les facteurs et les processus naturels et anthropiques qui sont à l'origine des changements d'occupation du sol et des tendances évolutives observés ?

L'hypothèse centrale de recherche, qui répond à la question principale de recherche est : « Le Parc de la Rusizi s'est beaucoup dégradé sous l'influence combinée de facteurs anthropiques et climatiques ». Les hypothèses secondaires ou les réponses anticipées aux questions secondaires de recherche sont, quant à elles, les suivantes : (1) Le couvert végétal et les plans d'eau se sont dégradés au profit des zones anthropisées, à travers les processus de déforestation et d'assèchement ; (2) Le Parc de la Rusizi a connu une tendance évolutive régressive et ses objectifs de conservation n'ont pas été atteints ; (3) Ce sont l'augmentation des pressions anthropiques, les insuffisances matérielles et managériales et la variabilité des conditions climatiques qui expliquent la dégradation de l'aire protégée.

En définitive, la thèse se construit sur l'hypothèse selon laquelle « les changements incessants de statuts de conservation, les méthodes centralisées et autoritaires de gestion, l'accroissement des pressions anthropiques et la variabilité des conditions climatiques engendrent des changements spatio-temporels importants d'occupation du sol qui conduisent à la dégradation de l'aire protégée et n'en assurent pas une conservation durable à moyen et à long terme ».

L'économie du travail s'articule sur six chapitres, à savoir : (1) une introduction générale qui pose la problématique, les objectifs, la thèse et les hypothèses de travail, (2) la présentation du cadre général de l'étude qui fait la synthèse bibliographique et donne l'état de l'art en matière d'approches, de politiques, de méthodes et d'outils de conservation dans le monde, en Afrique, au Burundi et au Parc national de la Rusizi, (3) les matériels et méthodes qui exposent le corpus méthodologique en décrivant les concepts fondamentaux utilisés, les variables, les données, les méthodes et les outils d'analyses mis à profit, (4) la présentation des résultats d'analyses sur la base des objectifs de l'étude, (5) la discussion des résultats relativement aux objectifs, aux hypothèses de travail et à la synthèse bibliographique et enfin, (6) une conclusion générale qui retrace l'architecture du travail, récapitule l'ensemble des principaux résultats par objectif et ouvre les perspectives de recherches futures en matière de conservation des aires protégées en général et du Parc de la Rusizi en particulier, sur base des questions non résolues et des interrogations soulevées par certains résultats d'analyses.

CHAPITRE 2. CADRE DE L'ETUDE

2.1. Cadre théorique et conceptuel

2.1.1. Conservation de la nature dans le monde

2.1.1.1. Développement des aires protégées : Visions, étapes, acteurs et implications

Les aires protégées possèdent des racines historiques profondes dans le monde. Elles ont existé sous des formes variées, au temps des anciennes cultures diverses qui remontent au début des sociétés pré-agraires de l'Asie et du Proche Orient (Runte, 1997; Naro-Maciel et al, 2007; Raven et al, 2008). Selon plusieurs auteurs, « les tabous religieux » peuvent être considérés comme les premiers justificatifs de la création des aires protégées anciennes, en l'occurrence les « forêts sacrées » des sociétés autochtones du monde tropical jugées comme étant les premières aires protégées au monde (Ramade, 1981; Mumbere, 2009).

Les premières aires protégées de l'ère moderne sont le Parc national de Yellowstone et le Parc régional du Yosemite qui ont été respectivement créés en 1872 et en 1864, aux Etats Unis d'Amérique (Calas, 2003; Colchester, 2003; Descola, 2008). Le mouvement de création des aires protégées dans ce pays répondait notamment au besoin des populations civilisées de fuir l'urbanisation croissante de l'Est pour se détendre à travers des promenades dans les parcs et réserves (Calas, 2003). On voit naître déjà l'idée du tourisme de vision qui va s'imposer comme le fondement universel des politiques de conservation.

La création de ces parcs a provoqué l'expulsion de nombreuses tribus indiennes grâce à l'intervention musclée des forces armées qui ont parfois recouru à la soumission par la faim et le froid (Colchester, 2003; Descola, 2008). Elle s'accompagna de la mise en place d'administrations militaires qui se sont maintenues jusqu'en 1916 (Colchester, 2003), sans nul doute pour prévenir les rébellions des populations chassées des sites.

Cette vision américaine « d'une nature primitive, sauvage, inhabitée et inhabitable » où l'homme est un visiteur qui n'y demeure pas (Colchester, 2003) et des « aires protégées vides ou vidées d'hommes » (Calas, 2003) traduit « une incompatibilité intrinsèque entre l'homme et la nature » et constitue la caractéristique principale de l'écologie profonde (Arne, 1973).

Elle est devenue une référence dans l'histoire et les pratiques de conservation qui s'est répandue dans le monde et en Afrique noire où elle a entraîné l'exclusion massive des populations autochtones dans plusieurs pays (Colchester, 2003) et où elle provoque toujours des déplacements de populations au moindre changement de gestion (Neumann, 1998).

D'après Dumoulin (2002), le Parc mythique de Yellowstone évoque deux piliers de toute la politique mondiale de conservation, à savoir : (1) le « mythe de la wilderness » qui fait croire en la virginité d'espaces naturels que l'homme n'aurait jamais modifiés et l'incompatibilité des parcs nationaux avec la présence et l'usage humains permanents et (2) « l'idée selon laquelle ces espaces doivent être institués pour le plaisir des visiteurs venant d'ailleurs » pour la beauté ou les qualités paysagères de leurs sites (Colchester, 2003; Descola, 2008).

Depuis leurs origines, un peu partout dans le monde, les aires protégées constituent-elles aussi des réserves de gibier pour les chasses royales (Colchester, 2003). Cette conception des aires de chasse et d'observation de la faune sauvage est particulièrement dominante en Afrique où la création de plusieurs sanctuaires animaliers qui servent le tourisme occidental a désarticulé les modes de vie des peuples indigènes et provoqué des stress multiformes (Rossi, 2000).

En termes d'évolution historique, la création et le développement des aires protégées dans le monde ont suivi 7 phases à savoir : (1) une phase d'institutionnalisation (1870-1920), (2) une phase de progression importante (1920-1940), (3) une phase de ralentissement (1940-1960), (4) une phase de reprise et de légitimation postcoloniales (1960-1970), (5) une phase de forte progression (1970-1985), (6) une phase d'intensification (1985-1995) et (7) une phase de tassement ou de ralentissement caractérisé (1995-2015) (Aubertin et al, 2008).

Les phases de progression et d'intensification ont en général fait suite à l'essor colonial, à l'appropriation de son héritage par les gouvernements indépendants et à l'internalisation des politiques, des discours et des structures internationaux de conservation, notamment avec la création de l'Union Internationale pour la Protection de la Nature (UIPN) en 1948, sa transformation ultérieure en UICN en 1957 et la création du WWF en 1961. Les phases de ralentissement et de tassement sont la conséquence de la deuxième guerre mondiale, de la décolonisation et du manque de terres dans les Etats indépendants (Aubertin et al, 2008).

Après les indépendances, les parcs et les réserves sont en réalité devenus des instruments géopolitiques pour les Etats postcoloniaux (Giraut et al, 2004) où la dépossession des terres et l'exclusion sociale parfois suivies de l'appropriation extérieure des ressources reprises dans le domaine de l'Etat ont stimulé ou renforcé la pauvreté et généré des conflits sociaux importants dans de nombreux pays (Neumann, 1998; Dudley et al, 2010).

Sans nier l'influence avérée des acteurs nord-américains, c'est résolument sous l'égide de l'UICN et des congrès mondiaux des aires protégées qui se sont déroulés à Seattle (USA) en 1962, à Yellowstone (USA) en 1972, à Bali (Indonésie) en 1982, à Caracas (Venezuela) en 1992, à Durban (Afrique du Sud) en 2003 et à Sydney (Australie) en 2014 que le réseau mondial d'aires protégées s'est étendu de façon spectaculaire, en nombre et en superficie (Deguignet et al, 2014), que les politiques de conservation se sont irradiées dans le monde et que les normes du secteur se sont créées (Dumoulin et al, 2005). Ces politiques ont été accélérées par la Trinité de la conservation formée par les trois plus grandes Organisations Non Gouvernementales (ONG) internationales engagées dans la conservation que sont WWF, The Nature Conservancy (TNC) et Conservation International (CI) (Dumoulin et al, 2005).

Afin d'inverser la tendance de ces dernières années au tassement (Aubertin et al, 2008), la conférence mondiale sur la biodiversité de Nagoya (Japon) a adopté, en 2010,les objectifs d'Aichi et un plan d'action stratégique portant extension du réseau d'espaces protégés sur la période 2010-2020 de façon à atteindre 10 % de couverture des océans et au moins 17 % de la surface terrestre (CDB, 2011; Montpetit, 2013). En pratique, l'extension du réseau mondial d'aires protégées comporte des implications négatives sur la disponibilité des financements internationaux de la conservation dont sont tributaires les pays en voie développement.

2.1.1.2. Approches, critères, stratégies et priorités de conservation

Depuis l'institution des aires protégées sous les formes anciennes et modernes, 4 grandes approches ont historiquement marqué les rapports homme-nature dans la gestion des ressources naturelles. Il s'agit de : (1) l'approche utilitariste ou à usage non régulé, (2) l'approche ressourciste ou à usage régulé avec des plans de gestion et des restrictions anticipatives, (3) l'approche préservationniste ou sans usage et (4) l'approche conservationniste ou à usage limité (Rodary et al, 2003; Depraz, 2008). Les deux premières approches procèdent d'éthiques anthropocentrées, la troisième d'une éthique biocentrée et la quatrième d'une éthique éco-centrée (Depraz, 2008).

Ces approches se retrouvent dans les grands courants paradigmatiques qui ont jalonné l'histoire de la conservation; à savoir : (1) le paradigme de « l'approche forteresse » ou « fortress conservation », (2) le paradigme de « l'approche participative » ou « people-oriented approaches » et (3) le paradigme de « l'approche marchande » ou « market-based conservation »(Ferraro et al, 2002; Brown, 2003). L'approche forteresse ou exclusionniste, qui est à l'origine des premières grandes actions de conservation au 19ème siècle et qui a prévalu jusque dans les années 1980, n'est pas durable par nature (Brown, 2003).

Dès la fin des années 1980, avec la réflexion sur le développement durable consacré par la SMC (Rossi, 2000 ; Veyret, 2012), l'approche participative fondée sur la participation et le renforcement des capacités des populations locales dans la valorisation économique de la biodiversité et la redistribution de ses bénéfices s'est imposée comme un modèle universel pour la conservation des aires protégées (Giraut et al, 2004). Cette approche est notamment venue rompre le modèle nord-américain du « parc sans habitants » pour considérer les objectifs du développement et les intérêts des populations locales (Dumoulin, 2005).

Les années 1990 constituent l'étape ultime de la montée en puissance des grandes ONG de la conservation qui ont su brillamment rebondir des critiques acerbes contre le système colonial de conservation qu'elles avaient promu et soutenu (Dumoulin, 2002). A travers la protection de la «biodiversité» évoquée lors du Sommet de la Terre de Rio de Janeiro en 1992 qui en a fait « un objet politique » coulé dans une convention internationale, la CDB (Raffin, 2005), elles ont trouvé « une légitimation de leurs stratégies de déploiement planétaire, sous l'égide de la gouvernance mondiale ». Grâce à des financements de toutes provenances, elles forment aujourd'hui un réseau mondial qui « s'appuie sur des emboîtements d'échelles depuis les bureaux internationaux de « l'oligopole» jusqu'aux ONG locales » (Rodary, 2001).

En réalité, des antagonismes idéologiques profonds opposent toujours les tenants d'une approche de protection intégrale ou de sanctuarisation complète des espaces naturels les plus riches en biodiversité et les défenseurs d'une approche participative qui concilie la conservation des forêts et le développement des populations locales (Guéneau et al, 2004). D'un côté, on trouve les préservationnistes ou conservationnistes qui prônent une protection forte des derniers lieux importants de la planète en termes de biodiversité. Ce sont en général les utilisateurs du nord. De l'autre, on a les dévolutionistes qui tentent d'attribuer un rôle clé aux communautés locales dans l'élaboration des stratégies de conservation et la gestion des aires protégées. Il s'agit en règle générale des détenteurs du sud (Guéneau et al, 2004).

Afin de dépasser cette opposition et les débats infructueux qu'elle alimente, Ferraro et al. (2002) ont récemment proposé une approche émergeante fondée sur une nouvelle conception de la conservation; celle du « Vous devriez payer pour ce que vous voulez avoir ». En effet, si les bailleurs de fonds veulent que les gouvernements qu'ils financent atteignent les objectifs de conservation qu'ils se sont fixés, ils doivent payer pour la conservation et non pour des activités qu'ils croient liées à la conservation (Ferraro et al, 2002). Selon ces auteurs, la biodiversité serait en danger dans les pays en développement parce que les bénéfices matériels que les populations locales retirent de sa destruction dépassent largement ce qu'elles s'attendent à gagner de sa préservation (Ferraro et al, 2003).

Au niveau opérationnel, l'établissement d'une aire protégée se base sur des critères diversifiés de sélection selon les approches, même si les méthodes générales de conservation sont basées sur la distribution des espèces, les niveaux de menaces et les considérations financières (Brooks et al, 2006). Selon Lockwood et al. (2006), le choix des régions à protéger s'appuie sur des critères« biophysiques », « sociaux », « de planification » et « de conception ». Les facteurs sociaux, économiques et politiques influencent la mise en place et l'efficacité de gestion des aires protégées (Naro-Maciel et al, 2007).

Les critères biophysiques, qui sont souvent dominants dans la logique conservationniste et représentent en quelque sorte la valeur écologique des écosystèmes, incluent la rareté spécifique, la représentativité des écosystèmes et la diversité des habitats (Lockwood et al., 2006). Ainsi, la taille et la forme sont importantes car elles déterminent l'exposition et la fragilité aux menaces (Chape et al, 2003). Idéalement, les formes préférables sont celles qui maximisent la concentration et minimisent la longueur des frontières (Andelman et al, 1999). La combinaison de ces critères a permis aux grandes ONG internationales de la conservation de définir les zones de conservation prioritaires à l'échelle mondiale que sont les écorégions de WWF, les points chauds de CI et les portfolios de TNC (Aubertin et al, 2008).

Cette approche de conservation, qui peut être proactive ou réactive (Brooks et al, 2006), tend à focaliser l'attention sur l'irremplaçabilité en ciblant les zones à espèces végétales et animales hautement variées et endémiques comme les 25 « points chauds » ou « hotspots » de la biodiversité (www.conservation.org; Myers et al, 2000; Wes et al, 2002; UICN, 2003) et les 200 écorégions terrestres et aquatiques qui sont réputées pour leur richesse exceptionnelle en biodiversité (www.wwf.org; http://assets.panda.org/downloads/ecoregions_map.jpg; Olson et al, 2001; Olson et al, 2002).

En dépit de leur intérêt évident, les approches et méthodes de priorisation présentent des limites sérieuses s'agissant notamment de la mesure de la richesse taxonomique qui fait polémique (Pimm et al, 1988) et de la quantification de la biodiversité qui demande des inventaires coûteux et experts souvent impossibles à réaliser (Howard et al, 1998; Naro-Maciel et al, 2007). En définitive, ces politiques régionales ou globales de conservation véhiculent une marchandisation renforcée de la nature et des enjeux économiques mondialisés (Aubertin et al, 2008). Elles valorisent forcément les grandes ONG qui sont seules capables de les mettre en œuvre du fait de leurs coûts prohibitifs, au détriment des autres acteurs.

2.1.1.3. La gestion participative : une réhabilitation symbolique, des acquis anecdotiques

Dans l'évolution historique des approches de conservation, l'intégration de la conservation et du développement dans la sphère du développement durable (UICN et al, 1980; Brundtland, 1987; ONU, 1992; Sachs, 1993, 1997; Rwanyiziri, 2002) a démarré en 1971 avec le programme «L'homme et la Biosphère » (MAB) de l'UNESCO qui émane de la Conférence de Paris de 1968. Ce programme marque la fin de l'hégémonie de l'approche préservationniste intégrale qui s'est notamment révélée inefficace en Afrique, surtout dans les pays aux ressources limitées (Raven et al, 2008; Honloukou, 2014).

En réalité, il ne fait que reproduire le passé en réintégrant les populations locales dans les espaces naturels protégés dont elles avaient été exclues à la création, même si l'initiative et le pouvoir d'organisation de l'espace échappent toujours à leur contrôle (Niang, 1990). A travers ce programme, les droits et les aspirations des peuples autochtones, de la société civile et des organisations non gouvernementales sont désormais pris en compte dans les pratiques de conservation (Pimbert, 1997; Colchester, 2003) tandis que le rapport Brundtland enrichit la SMC de nouveaux grands enjeux socio-économiques liés à la gestion de l'environnement et aux trois objectifs fondamentaux de la CDB (Brundtland, 1987; CDB, 1992).

Initiées au cours des années 1970 (Laslaz, 2010) et promues pour résoudre les tensions et les disputes prévalant autour des aires protégées du fait de divers facteurs (Djomo, 2011; Katembo, 2011), les approches de gestion participative portées par les plans de gestion n'ont véritablement émergé qu'après le 3ème congrès mondial des parcs tenu à Bali (Indonésie) en 1982 qui a jeté les bases des Projets Intégrés de Conservation et de Développement (PICD) (Adams et al, 2004); la cible particulière de cette stratégie indirecte de la conservation étant les projets de développement de l'écotourisme en zone forestière (Nicholls, 2004).

Dans le processus d'intégration du couple conservation-développement dans les stratégies de conservation, les spécialistes du secteur se sont appuyés sur deux cadres de référence ; à savoir le développement durable et la décentralisation (Rodary, 2001). En clair, on assiste à un renversement de situations puisqu'après avoir été dépossédées de leurs terres à la création des aires protégées, les populations locales se voyaient proposées de se réapproprier les bénéfices de la gestion de ces espaces, de leurs espaces, en somme. C'est pourquoi nous parlons d'une réhabilitation symbolique et de limites avérées étant donné que les droits d'usage ne sont que partiellement rétablis. Trois principaux arguments ont servi à justifier la promotion de la gestion participative comme une stratégie efficace de conservation.

Primo, les aires protégées particulièrement conservées par les peuples autochtones perdent moins de forêts que les aires soumises à d'autres systèmes de gestion (Nelson et al, 2009) grâce à l'existence de mécanismes communautaires de réglementation et de limitation des prélèvements (Hannah, 1992; Rossi, 2000; Mengue, 2002; Dumoulin, 2005). En cela, la gestion des ressources naturelles ne peut être durable sans programmes de développement et d'amélioration du niveau de vie et du revenu des populations rurales (BAD, 2002).

Secundo, les Etats étant le plus souvent dépourvus de moyens d'intervention, les populations locales, fortes de leur proximité, de leur présence lointaine et de leurs connaissances de la biodiversité, pourraient constituer des auxiliaires importants pour un meilleur contrôle de l'usage de ces territoires et des ressources qu'ils abritent, une fois motivées et incitées de manière convenable (Manuel et al, 2008 ; Dudley et al, 2010).

Tertio, les Etats indépendants ayant hérité de la colonisation et réaffirmé la domanialité des terres dites « vacantes » ou « communes », les politiques de décentralisation lancées à partir des années 1980 ont cherché à transférer la gestion des ressources naturelles aux collectivités locales qui sont plus directement intéressées par leur préservation puisqu'elles en dépendent pour leur subsistance, dans le respect des règles (Dudley et al, 2010 ; Veyret, 2012).

Dans les modes de pensée et les pratiques, trois inflexions majeures ont marqué l'approche participative, à savoir: (1) un passage d'une gouvernance centralisée et étatique à une gouvernance participative locale, (2) une reconceptualisation de la conservation basée sur la notion de développement durable et (3) l'incorporation d'idées libérales et le recours aux forces du marché pour financer la conservation (Hulme et al, 1999, 2001). Ces évolutions souhaitables et inévitables exigeaient un changement sociétal et culturel important qui, dans le contexte des pays en développement, était forcément acquis (Wood et al, 2000).

L'orientation très nette du 5ème congrès mondial des aires protégées de Durban (Afrique du sud) en 2003 a inscrit la durabilité de la conservation dans la négociation permanente et marqué, du coup, la victoire des logiques de gestion participative et de la cogestion. Et c'est précisément dans les pays d'Afrique australe ; notamment en Afrique du sud, au Zimbabwe, en Zambie et au Botswana que furent lancés les programmes pilotes d'association des communautés locales à la gestion des parcs.

Ces projets servent désormais de référence pour la généralisation des approches de gestion participative à l'ensemble du continent, voire au delà (Giraut et al, 2004). Ces programmes consistaient à promouvoir des « activités génératrices de revenus » autour des aires protégées ou des « emplois verts » à travers des projets de types « Work for Water », « Work for Wetlands » et « Food for Work » en Afrique du sud (Granier, 2009).

D'après Granier (2009), les solutions juridiques qui se dégagent des législations contemporaines sur la gestion participative des aires protégées dans les pays en voie de développement sont de trois ordres, à savoir: (1) la création d'aires protégées communautaires à l'initiative et sous la gestion directe des populations à la base, (2) le financement d'activités génératrices de revenus par l'aire protégée et (3) l'emploi direct de populations locales dans la gestion de l'aire protégée qui constitue la solution de loin la plus efficace.

Dans les faits, la décentralisation et le transfert des compétences de gestion des ressources naturelles manquent de moyens de mise en œuvre pendant que l'Etat garde toujours un rôle central dans la réglementation et la législation, malgré le discours (UICN-PACO, 2012).

Malgré la reconnaissance des droits fonciers des populations autochtones et l'abandon de leurs déplacements dans la création et la gestion des aires protégées (PNUE/CDB, 1994), la violation de ces droits a pourtant continué dans la grande majorité des aires protégées en Afrique (Nelson et al, 2001; Manuel et al, 2008) où les décisions ne sont pas concertées entre l'ensemble des acteurs (Binot et al, 2007; Binot, 2010) et où, le plus souvent, la participation n'est qu'un outil de légitimation et de validation de décisions déjà actées (Laslaz, 2010).

Trois arguments principaux limitent en réalité l'efficacité de l'approche participative. Primo, elle pense la communauté comme une structure sociale homogène en ignorant ses contradictions internes et les conflits d'intérêts qui existent généralement entre les différents groupes et catégories d'acteurs (Agrawal et al, 1999 ; Binot, 2010).

Secundo, l'utilisation durable des ressources naturelles est fondée sur le respect de trois conditions fortement limitatives, à savoir: (1) la réglementation des prélèvements, (2) la réglementation des équipements et des techniques et (3) la limitation des dates et des lieux d'exploitation par des mécanismes appropriés(UICN et al, 1980). Tertio, les PICD seraient incapables de répondre aux forces externes qui menacent les aires protégées, comme l'attrait des migrants et la dégradation accrue chez les projets réussis, la courte durée des projets et la persistance de pratiques locales contraires aux objectifs de conservation (Soulé et al, 1999).

2.1.1.4. Gestion des aires protégées: un langage universel, des normes adaptables

De nos jours, les aires protégées renvoient à une grande diversité d'objectifs, de modèles de gestion et de statuts juridiques qui correspondent à des catégories de gestion spécifiques (Aubertin et al, 2008). Les catégories de gestion des aires protégées ont été conçues et développées comme une langue de communication et un outil d'établissement harmonisé ou standardisé des rapports pour permettre des comparaisons entre les aires protégées (Naro-Maciel et al, 2007). Proposées pour la 1re fois en 1969 à l'Assemblée générale de l'UICN tenue à New Delhi (Inde), elles sont universellement appliquées depuis 1973 (Depraz, 2008).

La typologie internationale reconnaît 6 catégories d'objectifs de gestion numérotées de I à VI en fonction des types d'utilisation et des interventions en matière de gestion (Hugh, 2000 ; Mengue, 2002) et 4 types de gouvernance notés de A à D qui sont généralement combinés (Dudley, 2008; Dudley et al, 2010). Après les mises à jour de 1994 et de 2008 (UICN, 1994, 2008; Dudley, 2008; Dudley et al, 2010), l'on distingue : Catégorie I (Réserve naturelle), Catégorie II (Parc national), Catégorie III (Monument naturel), Catégorie IV (Aire de gestion des habitats et des espèces), Catégorie V (Paysage protégé) et Catégorie VI (Aire protégée de ressources naturelles gérée) (UICN, 1994; Héritier, 2007; Borrini-Feyerabend et al, 2013).

Les catégories I à III portent sur les aires protégées dont la règle de gestion est la protection intégrale qui fait jouer les processus naturels dans l'évolution, avec la possibilité d'y associer des sites d'accueil pour les touristes et les chercheurs pour les catégories II et III. Les catégories IV à VI intéressent les aires protégées où les interventions humaines sont permises et menées. Depuis 1992, au 4ème congrès mondial des parcs nationaux de Caracas (Venezuela), 7 catégories de gestion ont été consacrées par la démultiplication de la catégorie I en catégories Ia (Réserve naturelle intégrale) et Ib (Zone de nature sauvage) (Triplet, 2009).

En règle générale, les catégories de gestion I, II, III et IV s'appliquent aux « aires naturelles » ou « en grande partie naturelles » alors que les catégories V et VI s'adressent aux aires pouvant avoir été modifiées. A ces catégories de gestion de l'UICN s'ajoutent les catégories spéciales de l'UNESCO, à savoir « les Réserves de Biosphère » qui peuvent se calquer sur chacune des catégories UICN (Héritier, 2007) et « les sites du Patrimoine mondial ».

La catégorie de gestion VI, qui englobe les aires protégées délibérément créées pour permettre l'utilisation des ressources naturelles dans l'intérêt des populations périphériques, émane du 5ème Congrès mondial des parcs nationaux de Durban dont le souci majeur était de renforcer la gestion participative; les niveaux de protection élevés n'étant possibles que s'ils sont insérés dans des processus socialement et culturellement acceptables, comme une compensation équitable et une juste répartition des coûts et des avantages (Dudley et al, 2010).

Selon les auteurs opposés au congrès de Durban et à ses innovations dans les catégories de conservation, néanmoins, les nouvelles catégories V et VI ne devraient pas être considérées comme des zones de conservation à proprement parler (Locke et al, 2005). On voit encore resurgir ici les antagonismes idéologiques classiques entre les conservationnistes et les dévolutionistes autour de la place et du rôle des communautés locales dans la conservation.

Les aires protégées de la catégorie II sont limitées en nombre car, par essence, les parcs nationaux sont appelés à couvrir de grands espaces que l'on ne peut trouver partout (Milian et al, sd). La tendance mondiale dominante est la multiplication de petites aires protégées à protection moins stricte qui permettent une participation suffisante des populations locales (Ghimire et al, 1997 ; Chape et al, 2003).

Dans la pratique, la catégorie de gestion d'une aire protégée doit être changée et adaptée si une évaluation montre que les objectifs de gestion déclarés à long terme ne correspondent pas à ceux de la catégorie attribuée (UICN, 2008). De la même façon, les catégories d'aires protégées ne doivent pas servir de prétextes pour déposséder les populations de leurs terres. Par exemple, le fait qu'un pays ait appelé ou veuille appeler une aire protégée un « parc national » ne signifie pas qu'elle doit être gérée selon les lignes directrices de la catégorie II qui ne sont qu'indicatives (UICN, 2008).

Les parcs nationaux, qui intéressent notre étude, sont caractérisés par une grande variété de catégories et de modes de gouvernance, selon les normes et les utilisations en vigueur dans les pays qui ne collent pas toujours aux critères de classement de l'UICN. Certains parcs relèvent en effet de la catégorie II, d'autres de la catégorie V comme par exemple en Italie où on y pratique l'agriculture biologique (Dudley et al, 2010).

En principe, dans son acception internationale et normative de catégorie II, le statut de parc national exclut théoriquement toute occupation ou activité humaine contraire aux objectifs de conservation que sont la recherche et le tourisme (Manuel et al, 2008). En cas d'occupation et d'utilisation, il n'existe pas encore de consensus sur les activités humaines qui peuvent y être autorisées (Western et al, 1994; Oates, 1999; Hulme et al, 2001; Terborgh et al, 2002).

Afin de permettre un accès minimal aux ressources vitales et de remédier aux promesses non tenues de l'écotourisme (Dudley, 2008), à travers une gestion davantage associative (Héritier, 2007; Mahamadou et al, 2015), un parc national peut être démembré en plusieurs aires protégées gérées sous divers statuts, en fonction de l'importance des activités permises en leur sein (UICN, 2006) et d'un zonage adéquat qui combine un large éventail d'approches et de catégories de gestion(UICN, 2008). Il s'agit de constituer un « réseau multi-catégories » formé d'aires de protection stricte au centre (catégories I, II et III) et de zones tampons à protection moins stricte autour (catégories IV, V, VI) en écartant les activités incompatibles avec la gestion des aires protégées comme les coupes à blanc, les cultures industrielles en grandes plantations et les prélèvements non durables de ressources naturelles (Tardif, 1999).

La gouvernance des aires protégées est un concept complémentaire et relativement nouveau qui a émergé lors du 5ème Congrès mondial des parcs nationaux de Durban en 2003. La distinction entre les types de gouvernance est basée sur deux critères fondamentaux, à savoir: (1) qui détient l'autorité et la responsabilité de gestion et (2) qui a la responsabilité légitime de rendre compte suivant la loi ou la coutume (UICN, 2012). La qualité de la gouvernance dépend des procédés de prise de décision par les acteurs impactant et impactés, d'où la nécessité de partenariats fonctionnels et durables entre eux (UICN, 2014).

La classification internationale reconnaît actuellement 4 types de gouvernance des aires protégées qui sont: (1) la gouvernance de type A (Aires protégées gérées par les Etats), (2) la gouvernance de type B (Aires protégées cogérées par l'Etat et les peuples autochtones/communautés locales), (3) la gouvernance de type C (Aires protégées gérées par

les opérateurs privés) et (4) la gouvernance de type D (Aires conservées et gérées par les communautés locales) (Dudley, 2008; Dudley et al, 2010; Borrini-Feyerabend et al, 2013). Dans les pays en voie de développement, les réalisations en matière d'aires protégées à gestion communautaire et privée sont présentement rares à cause de la méfiance de l'Etat-législateur à l'égard des groupes de citoyens échappant à son contrôle (Granier, 2009).

2.1.1.5. Aires protégées performantes: outils, indicateurs et modèles de gestion

La gestion performante et durable des aires protégées nécessite un déploiement de dispositifs, d'outils et d'indicateurs appropriés de gestion, de suivi et d'évaluation. Elle se fonde sur des plans de gestion participatifs et adaptatifs (Chiffaut, 2006 ; Bioret et al, 2009 ; Borrini-Feyerabend et al, 2013 ; Benkara, 2014) et des évaluations régulières de l'efficacité de gestion sur la base des outils, des buts et des objectifs de gestion (Hockings et al, 2006 ; UICN, 2012).L'évaluation et la connaissance des tendances évolutives et des performances des aires protégées sont d'autant plus importantes que c'est la dégradation des habitats qui en menace la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes (Clerici et al, 2007; Jeremy et al, 2007).

Les principaux outils de base pour la gestion et l'évaluation de l'efficacité de gestion des aires protégées sont le « Plan de gestion et d'aménagement » qui fixe les objectifs hiérarchisés de gestion (Benkara, 2014) pour une période de 5 à 10 ans (Mackinnon et al, 1990 ; Chiffaut, 2006), le « Plan d'affaires » ou « Business Plan» qui est un outil complémentaire de gestion financière (Landreau, 2012) et le « cadre d'évaluation » de la Commission Mondiale des Aires Protégées (CMAP) qui donne des directives permettant aux gestionnaires des aires protégées d'élaborer des systèmes d'évaluation (Hocking et al, 1999 ; UICN, 2012).

Dans la pratique, le plan d'affaires permet de mettre en perspective les dépenses et les recettes des aires protégées ou des réseaux d'aires protégées sur un horizon temporel de 5 à 10 ans (Landreau, 2012).C'est un des instruments importants de communication et de promotion des aires protégées qui facilitent la levée des fonds en présentant les objectifs prioritaires et en démontrant la transparence de leur gestion (Landreau, 2012).

Quant à lui, le cadre d'évaluation de la CMAP est un modèle d'évaluation et d'analyse à 6 niveaux ou critères d'évaluation que sont: (1) la conception ou le contexte (planification), (2) les intrants, (3) le processus de gestion, (4) les extrants, (5) les résultats et (6) les impacts.

En Afrique, l'insuffisance de données d'inventaires fiables, exploitables et actualisées constitue souvent une limitation pour l'élaboration des plans de gestion et d'aménagement, l'utilisation rationnelle des ressources et l'amélioration des capacités de gestion et de décision (Sambou, 2004; UICN-PAPACO, 2012). Dans les rares cas où les plans de gestion existent, ils ne sont ni validés, ni opérationnels, ni actualisés (UICN-PAPACO, 2012).

La gestion des aires protégées appelle en outre des dispositifs de surveillance du respect des lois et règlements et de monitoring de l'environnement. Ces dispositifs s'appuient de plus en plus sur l'imagerie satellitaire et la photographie aérienne associées à l'utilisation de systèmes d'information géographique (SIG) et à l'analyse de la structure éco-paysagère pour l'étude et le suivi de la couverture végétale, de la fragmentation, des incendies et des activités extractives comme l'orpaillage (Bamba et al, 2010; Adia et al, 2013).

Les indicateurs utilisés dans le suivi de la gestion des aires protégées sont de nature biologique, chimique, physique, socioéconomique ou de gouvernance (Hockings et al, 2006). Ils se déclinent en indicateurs de biodiversité [Organisation de Coopération et de Développement Economique (OCDE), 1993; Couvet et al, 2007], en indicateurs des effets du changement climatique constitués d'espèces et de milieux spécifiques (McCarty, 2001; CAR/ASP, 2014 ; Gilles, 2012), en indicateurs socio-économiques d'environnement et en indicateurs institutionnels et sociaux ou de gouvernance (Veyret, 2012).

En matière d'évaluation écosystémique, de promotion et de valorisation des aires protégées, l'argumentaire sur le lien entre la biodiversité et l'économie à travers les PSE a été développé par plusieurs auteurs (Costanza et al, 1997; Balmford et al, 2002; Anielski et al, 2009) et dans des documents internationaux de renom [MEA, 2005; Travail sur l'Economie des Ecosystèmes et de la Biodiversité (TEEB), 2010, www.panda.org/protection/arguments].

Les principaux modèlesd'analyse et d'évaluation de la gestion des aires protégées sont le modèle *Pressions-Etat-Réponses* (PER) (OCDE, 1993) et sa dérivée, le modèle *Forces motrices-Pressions-Etat-Impact-Réponses* (DPSIR) (EUROSTAT, 1999). Dans ces modèles, les dimensions sociale et économique portent sur les *forces directrices ou motrices* qui sont à l'origine des pratiques impactantes et les *réponses* sur les régulations, les incitations et les innovations dans la gouvernance (Requier-Desjardins, 2012). Les informations sur les pressions portent sur la quantification et la répartition des populations, des activités agricoles et des infrastructures, à l'intérieur et à proximité des aires protégées (Hartley et al, 2007).

Les principaux outils d'évaluation de la gestion des aires protégées sont : (1) les outils d'évaluation rapide de l'efficacité de gestion des aires protégées METT-RAPPAM de la CMAP, (2) l'outil PA-BAT de WWF pour l'évaluation des avantages et des valeurs sociales et culturelles de la biodiversité, (3) l'outil APAAT conçu pour l'évaluation de la conservation et l'établissement des priorités pour les aires protégées africaines et (4) l'observatoire numérique des aires protégées (DOPA) de la base de données mondiale sur les aires protégées (WDPA) qui évalue les grandes aires protégées, à l'échelle continentale africaine pour inspirer les décisions politiques et l'allocation des ressources financières (Hartley et al, 2007).

2.1.1.6. Etudes des aires protégées : approches théoriques et méthodologiques

Depuis ces dernières années, le développement des méthodes d'études globales des aires protégées constitue une préoccupation de premier rang dans les milieux scientifiques et conservationnistes. La première menace qui pèse sur la plupart des espèces étant la destruction de leur habitat (Baillie et al, 2004), nombre de chercheurs estiment que les écosystèmes représentent mieux l'ensemble de la diversité biologique que ne pourraient le faire les espèces prises individuellement (Noss, 1996; Cowling et al, 2004), à cause surtout du biais taxonomique de la liste rouge actuelle de l'UICN (Vié et al, 2009; Stuart et al, 2010).

Par ailleurs, les évaluations à l'échelle des écosystèmes peuvent être plus rapides à réaliser que celles qui sont effectuées espèce par espèce. Les listes rouges des écosystèmes pourraient indiquer des zones dans lesquelles des extirpations risquent de se produire suite à la perte et au morcellement des habitats (Terborgh, 1974; Tilman et al, 1994; Terborgh et al, 1997), car un déclin de l'étendue et l'état d'un écosystème peuvent précéder la perte de ses espèces.

L'harmonisation des protocoles d'évaluation de l'état des écosystèmes conçus et mis en œuvre dans plusieurs pays devrait permettre de jeter les bases d'un standard mondial sur les listes rouges des écosystèmes à l'horizon 2025 (Nicholson et al, 2009; Rodriguez et al, 2011), à partir des expériences de l'UICN en ce qui concerne les espèces.

Selon plusieurs auteurs, l'approche la plus pratique pour définir les unités d'évaluation des écosystèmes serait une classification basée sur l'occupation des sols (Benson, 2006; Hartley et al, 2007; Rodríguez et al, 2007). Pour d'autres, le suivi et la caractérisation de l'évolution des habitats et des écosystèmes protégés sont des stratégies essentielles pour une gestion efficace de la biodiversité (Clerici et al, 2007; Jeremy et al, 2007; Rodriguez et al, 2007).

En partant de la thèse selon laquelle la protection de l'habitat est l'une des meilleures garanties de protection de la biodiversité (Terborgh, 1974; Tilman et al, 1994; Noss, 1996; Terborgh et al. 1997), Rodriguez et al. (2011) ont en outre établi que le système d'évaluation des écosystèmes doit prendre en compte le degré et la vitesse de variation de leurs étendues; ce qui renvoie également à l'analyse de la dynamique d'occupation du sol.

D'après Lambin et al. (2001), l'étude des changements d'occupation du sol permet de connaître les tendances actuelles des processus de déforestation, de dégradation, de désertification et de perte de la biodiversité. Par ailleurs, étant donné que la dégradation et la fragmentation des habitats causées par les activités humaines (Fahrig, 2003) et les effets du changement climatique global (Walker et al, 1999) comptent parmi les causes majeures de perte de biodiversité, Mauchamp (2012) montre que l'étude de ces derniers est d'autant plus importante qu'ils constituent la composante clé de la biodiversité, au sens strict du terme.

Dans le même ordre d'idées, Dudley et al (2010) indiquent que l'une des méthodologies appropriées pour l'évaluation de l'efficacité de gestion des aires protégées est l'étude des changements subis par la végétation naturelle à l'intérieur et à l'extérieur de leurs limites. Dans le contexte des changements climatiques, la connaissance des évolutions progressives ou régressives du couvert végétal revêt un intérêt capital parce qu'elles sont en étroite relation avec sa capacité de séquestration du carbone (Williams et al, 2008; Mbow, 2009).

Dans ces études indispensables sur l'aménagement et le suivi des écosystèmes et de la biodiversité à grande échelle, l'utilisation de la télédétection et de l'imagerie satellitaire pour la cartographie de l'occupation du sol et de la végétation est devenue incontournable, notamment dans le cadre du système global des systèmes d'observation de la Terre (GEOSS) qui couvre, entre autres domaines d'intérêt sociétal, les écosystèmes et la biodiversité (Achard et al, 1996; Caesar De Mello1 et al, 2010).

En effet, les méthodes classiques d'inventaires de la végétation n'offrent pas souvent de possibilités d'actualisation des données pour l'élaboration des plans d'aménagement et de gestion adaptatifs et le suivi de la dynamique des ressources naturelles à cause de la lourdeur, des exigences techniques et du coût élevé des opérations (Sambou, 2004).

2.1.1.7. Financement de la conservation: des zones prioritaires, un modèle sélectif

Depuis les années 1990, les politiques publiques de conservation de la nature sont très marquées par l'agenda et les financements du secteur mondial de la conservation et les innovations de la bonne gouvernance comme la coopération d'acteurs publics et privés dans la promotion des dispositifs participatifs et la légalisation des terres indigènes (Dumoulin, 2005).

Dans les pays riches, le financement des aires protégées est principalement assuré par le budget de l'Etat et par le réinvestissement des revenus issus de l'exploitation privée par le truchement de ses représentants au niveau central, déconcentré et décentralisé (James, 1999).

Dans les pays en développement par contre, outre le problème de faible stature, de marginalisation politique et de sous-financement des organismes nationaux chargés de la conservation (James, 1999), ces derniers sont fortement handicapés par leur incapacité à conserver les fonds collectés dans les aires protégées (James, 1999; Mengue, 2002). Faute d'autonomie financière, ils ne sont guère incités à développer des programmes générateurs de recettes qu'ils sont obligés de remettre au trésor public, ni à coopérer avec le secteur privé.

En Afrique, par exemple, une étude a montré que la plupart des pays consacraient à l'aménagement des parcs moins de 20% de la somme considérée comme adéquate [World Conservation Monitoring Center (WCMC), 1992; UICN, 1999; Colchester, 2003]. Aussi, les pays en développement sont-ils ceux qui bénéficient le moins des financements. Par exemple, l'investissement au km² dans les parcs nationaux américains était 6 fois plus élevé qu'en Afrique centrale, malgré une richesse en biodiversité bien plus faible (Guéneau et al, 2004).

En Afrique centrale où se situent le Burundi et la zone d'étude, précisément, l'insuffisance des financements constitue l'une des causes majeures de l'ineffectivité des politiques de conservation (James, 1999). A mesure que les gouvernements font des coupes budgétaires dans les subventions et forcent les gestionnaires des aires protégées à s'autofinancer, beaucoup d'aires protégées éprouvent des difficultés financières énormes (Hugh, 2000).

Au niveau international, le mécanisme le plus important de financement de la conservation qu'est le Fonds pour l'Environnement Mondial (FEM) ne fournit que des contributions ponctuelles, imprévisibles et non systématiques du fait des apports tout aussi ponctuels de ses soutiens financiers pour la conservation (Mengue, 2002). Ce mécanisme est complété par une multitude d'organismes de financement et d'appuis techniques comme les grandes ONG, les agences de coopération bilatérale, les grandes fondations et les universités (Dumoulin, 2005).

La diminution progressive des ressources financières pour la conservation, combinée à l'augmentation du nombre et de la superficie des aires protégées (Deguignet et al, 2014),a entraîné, de la part des soutiens internationaux comme le FEM et les grandes ONG à l'instar de WWF, TNC et CI, une allocation rationnelle des fonds limités en privilégiant davantage les aires protégées dites « prioritaires »; le souci des grandes ONG de la conservation étant de sécuriser le financement des aires protégées hors du cadre étatique (Bonnin et al, 2012).

Désormais, les courants et lobbies conservationnistes internationaux, qui possèdent le portefeuille, troquent les financements contre la multiplication des aires protégées à protection stricte. En effet, l'hiérarchisation des types de conservation en conservations alpha (espèces), bêta (habitats) et gamma (espèces endémiques) a imposé une politique de « triage mondial » qui vise à sauver les zones de diversité maximale et de moindre vulnérabilité et à mettre une croix sur de nombreux espaces jugés condamnés ou moins prioritaires (Colchester, 2003).

Le revers de cette conservation sélective des grandes ONG internationales qui privilégient les zones prioritaires et les points chauds de la biodiversité est une relégation des problèmes politiques et sociaux dans les prises de décision (Mac Chapin, 2004). Ces stratégies récentes de conservation à large échelle aboutissent à des modèles d'investissement qui prennent seulement en compte les aspects économiques et biophysiques et considèrent les populations locales comme des menaces pour la biodiversité; prenant clairement le contrepied du modèle de conservation participatif (Balmford et al, 2002; Wilson et al, 2006; Manuel et al, 2008).

Cette politique de sélectivité s'est renforcée avec l'initiative DOPA qui gère les grandes aires protégées d'étendue supérieure à 100km², principalement en Afrique et accessoirement dans le monde (Dubois et al, 2015). Dans le cadre de cette initiative, l'allocation des fonds donne la priorité aux aires protégées nécessitant une plus grande attention et les pays au plus grand potentiel par rapport aux objectifs de conservation mondiaux convenus ou décidés, notamment les tout récents objectifs d'Aichi pour l'horizon 2020 (CDB, 2010).

S'agissant des mécanismes de financement proprement dits, Emerton et al. (2006) distinguent: (1) les mécanismes dépendant des subventions extérieures qui sont définies en fonction de l'importance spécifique des aires protégées et (2) les mécanismes fondés sur les frais et les droits liés aux produits et aux services fournis par les aires protégées. Entre ces extrêmes et dans le contexte du changement climatique qui requiert des réponses d'adaptation, Smith (2013) relève trois sources de financement qui sont: (1) les financements privés et publics, (2) les financements commerciaux et (3)les financements sous forme de subventions.

Dans le cadre des approches de gestion participative qui sont de plus en plus délaissées par les mécanismes internationaux de financement, des ONG, des fondations privées et des bailleurs de fonds à l'instar du Fonds Français pour l'Environnement Mondial (FFEM) ont développé des portefeuilles de financement de petites initiatives de conservation portant souvent sur les aires protégées des catégories IV et VI, pour la gestion des urgences et des actions de court terme (UICN-PAPACO, 2012; AFD, 2014).

Dans ce contexte de crise financière internationale et d'énorme sélectivité des aires protégées éligibles aux financements externes, la question de l'autofinancement des aires protégées est clairement posée et appelle l'exploration et la mise en œuvre de mécanismes innovants de planification et d'autonomisation financières. Cela est d'autant plus indiqué que, selon Dumoulin (2005), les aires protégées sont, dans leur immense majorité, très loin de l'autofinancement et restent largement sous perfusion de la coopération internationale.

La planification financière sur le long terme constitue donc une stratégie obligatoire des gestionnaires des aires protégées pour maximiser l'utilisation de leurs ressources naturelles et rendre plus efficace la conservation, notamment grâce aux plans d'affaires (Landreau, 2012).A ce titre, Carret et al. (sd) considèrent que les bénéfices nationaux de la conservation de la biodiversité et de l'éco-tourisme, comme le consentement à payer des usagers des ressources naturelles en aval des bassins versants protégés, constituent les deux sources potentielles de financement durable du coût de gestion des réseaux d'aires protégées.

2.1.1.8. L'écotourisme : des bénéfices assurés, une répartition polarisée

Depuis les années 1960, le tourisme constitue l'un des arguments phare pour justifier et légitimer la conservation de la biodiversité par les aires protégées, même si la réalité de l'écotourisme sur le terrain est tout autre (Dumoulin, 2005).L'écotourisme s'est généralisé comme une option de revenus pour les populations locales et les gestionnaires des parcs.

Dans les faits cependant, la manne touristique reste souvent un échange entre touristes étrangers et opérateurs externes (Dumoulin, 2005). Une étude réalisée par la Banque Mondiale à la fin des années 1980 montrait à cet effet que les bénéfices issus de la valorisation touristique de la Réserve de Masaï Mara au Kenya revenaient à 85% au secteur privé et à 5% seulement aux populations locales (Doumenge et al, 2015).

En dehors de quelques emplois de femmes de chambre dans les hôtels, de guides et de chauffeurs, les retombées économiques du considérable essor touristique dont a bénéficié le Kenya par exemple, sont bien dérisoires (Aubertin et al, 2008 ; Doumenge et al, 2015). Dans certaines situations particulières cependant, comme au Parc de Hluhluwe-iMfolozi (PHiM) dans le KwaZulu-Natal (Afrique du Sud), une autre étude révèle l'existence d'impacts socio-économiques positifs de l'écotourisme sur les populations (UICN, 2014).

Les revenus qui sont issus de la valorisation économique sont distribués à une échelle macro-économique entre les sociétés étrangères ou nationales privées intervenant dans les activités touristiques, les services de gestion des parcs et l'Etat pour l'essentiel (Landreau, 2012).Les bénéfices de l'exploitation des ressources sont encore largement captés par de petites élites (Doumenge et al, 2005). Et, lorsqu'à travers les processus de décentralisation, certains transferts de pouvoirs et de responsabilités deviennent effectifs, ils sont rapidement récupérés par des groupes d'intérêts pour leur propre bénéfice. En cela, la décentralisation génère une centralisation à un échelon inférieur qui prolonge en réalité les mêmes rapports de force.

Après ce tour d'horizon sur les aspects majeurs qui marquent la conservation de la nature dans le monde, nous allons montrer dans les titres qui suivent comment la vision, les stratégies, les outils et les apports de la conservation qui ont été pensés en Occident et développés à l'international se sont déployés sur le continent africain pour façonner les politiques publiques, les modes de vie des populations et finalement, la conservation elle-même.

2.1.2. Conservation de la nature en Afrique

2.1.2.1. Les aires protégées africaines: une réalité historique, des histoires douloureuses

En Afrique, l'histoire de la conservation des espaces naturels est ancienne et longue. Depuis la nuit des temps, les espèces animales, végétales et forestières y sont protégées dans le respect des coutumes ancestrales et pour des considérations religieuses (Hannah, 1992 ; Mengue, 2002). Pendant la colonisation européenne, la plupart des rites et des activités sacrés y ont peu à peu été abandonnés, à l'exception de quelques survivances qui se sont maintenues dans de nombreuses petites forêts sacrées en Afrique de l'Ouest (FAO, 2012).

En Afrique anglophone australe, orientale et centrale, la majorité des aires protégées ont été créées entre 1950 et 1970, avec une avance et une expérience avérées au Kenya, en Tanzanie et en Ouganda (Myers et al, 2000). En Afrique francophone, la création des aires protégées a été en général plus tardive. Même si la première vague est intervenue entre 1930 et 1950 (Triplet, 2009), la majorité des aires protégées ont été mises en place après les indépendances en 1960, certainement du fait du retard de la France elle-même dans le mouvement mondial de la conservation puisqu'elle n'a eu son premier parc national qu'en 1960 (Raffin, 2005).

C'est à la veille du 20ème siècle, en 1898 plus précisément, que vit le jour en Afrique du sud, le Parc national Kruger qui constitue la première aire protégée de l'ère moderne sur le continent. Il sera suivi du Parc Albert devenu le Parc national des Volcans, au Congo belge, en 1925 (UICN, 1999; Pèlerin et al, 2011), du Parc national de l'Akagera et du Parc national de Nyungwe au Rwanda en 1934 (Rwanyiziri, 2002) et du Parc national de Waza au Cameroun en 1934 en Afrique centrale, durant la phase de progression (Aubertin et al, 2008).

Après la seconde guerre mondiale et les indépendances des colonies, le rythme de création des aires protégées qui sont en général des parcs nationaux, va s'intensifier (Colchester, 2003). Entre 1940 et 1960 déjà, plusieurs parcs nationaux vont successivement voir le jour dans divers pays et zones géographiques du continent (Triplet, 2009), alors que la tendance mondiale dans l'évolution des aires protégées est au ralentissement (Aubertin et al, 2008).

En général, la désignation des aires protégées a été surtout basée sur leur intérêt touristique en ciblant les endroits stratégiques pour la chasse et les espèces endémiques (Huxley, 1961; Myers et al, 2000; Triplet, 2009). En effet, la conception européenne de la conservation en Afrique reposant principalement sur les grands mammifères qui alimentent un tourisme occidental massif et non sur les valeurs floristiques qui restent largement sous-représentées, ce sont les savanes grouillantes de gibier qui collaient exactement à l'idée occidentale de la nature sauvage, des réserves de chasse et des parcs nationaux (Triplet, 2009).

A ce titre, les zones basses intéressaient pour leur faune sauvage assez impressionnante et les épidémies qui limitaient l'occupation humaine (Rwanyiziri, 2002).L'importance socio-économique et écologique de ces sites qui sont en général des zones humides centrées sur de grands cours d'eau (Mara, Omo, Okavango, Niger, Sénégal, Rusizi, Akagera etc.), en faisaient des espaces très convoités pour la conservation de la nature (Hughes et al, 1992).

Au fur et à mesure que les animaux sauvages sont devenus « des choses à penser » pour les populations urbaines nanties plutôt que « des choses à manger » (Colchester, 2003), l'intérêt des conservationnistes pour les grands animaux à fourrure spectaculaire, la « mégafaune charismatique » ou les « big five » comme on les nomme (Lions, Eléphants, Buffles, Rhinocéros, Hippopotames), est devenu particulièrement important, autant pour l'industrie touristique que pour les budgets destinés à leur conservation (Colchester, 2003).

Dans la création des aires protégées, la colonisation européenne, qui était fortement imprégnée de la vision américaine dominante des « parcs sans habitants », a profondément bouleversé l'ordre socio-économique et culturel des populations autochtones par la violation de leurs droits fonciers multiséculaires, sans la moindre compensation.

Presque partout en Afrique, en effet, la création des aires protégées s'est déroulée dans la douleur en procédant à des expropriations et des expulsions massives des populations locales qui ont nourri depuis des sentiments de frustration et de rejet, avant d'adopter des comportements ouvertement hostiles et rebelles (Mengue, 2002; Colchester, 2003; Nouidemona, 2004; Triplet, 2009) suite aux stress multidimensionnels, psychologiques, physiologiques et culturels causés par ces délocalisations forcées (Rossi, 2002).

A ce sujet, la littérature sur l'histoire de la conservation en Afrique regorge d'exemples tristement célèbres. En Afrique centrale et orientale, le calvaire des pygmées Batwa au Burundi, en Ouganda, en RDC et au Rwanda (Cochet, 2001; Rwanyiziri, 2002), la cruauté subie par les Iks en Ouganda (Turnbull, 1987) et l'odyssée des peuples Masaï du Kenya et de la Tanzanie (Constantin, 1989, 1994; Péron, 1995; Rwanyiziri, 2002; Colchester, 2003; Aubertin et al, 2008; Descola, 2008) sont devenus de véritables cas d'école.

En Afrique de l'ouest francophone, l'évacuation militarisée de villages entiers et de nombreuses populations à la création et à la délimitation d'un certain nombre de parcs nationaux du Sénégal, du Togo, du Niger, du Burkina Faso et du Bénin pour ne citer que les cas les plus connus (Mengue, 2002) rentre dans ce sombre registre des expulsions brutales.

Comme l'écrit Sournia (1990), les aires protégées africaines sont devenues des « garde-manger entourés par la faim" qui alimentent diverses convoitises, surtout de la part des populations rurales démunies et des mouvements rebelles (Mengue, 2002). Elles connaissent ainsi des incursions régulières des populations à la recherche de terres agricoles, de pâturages, de gibier, de produits alimentaires, de ressources ligneuses ou de refuges.

2.1.2.2. L'appropriation des politiques coloniales, un paradoxe post-indépendantiste

Au cours des années 1950-1960, les mouvements d'indépendance vont bousculer la logique dirigiste et spoliatrice occidentale pour ouvrir une nouvelle ère de négociation internationale (Rodary, 2001). Cette évolution faisait suite à la mobilisation et à la révolte des peuples indigènes sous l'encadrement des leaders politiques aux discours catégoriquement anti-conservationnistes qui dénoncent l'expropriation des terres (Rwanyiziri, 2009). Les contestations contre les politiques coloniales de conservation au Togo de Sylvanus Olympio (Sournia, 1996), en Tanzanie de Julius Nyerere (Rwanyiziri, 2009) et en Zambie de Kenneth Kaunda (Rodary, 2001 ; Rodary et al, 2003) sont suffisamment évocatrices à ce sujet.

Ce changement de rapports de force politiques incontestablement favorable aux Etats africains en quête d'indépendance obligea les milieux conservationnistes (Etats et ONG occidentaux) à trouver de nouveaux arguments pour pouvoir faire accepter les aires protégées et en assurer la pérennité sur le continent (Rodary, 2001). Le tourisme constitua une opportunité prometteuse pour convaincre les nouvelles équipes dirigeantes de l'intérêt de celles-ci (Rodary, 2001); les acteurs de la conservation étant persuadés que ce lien entre conservation et bénéfices économiques pouvait seul persuader les dirigeants africains (Rodary et al, 2003).

Fortes de ce nouvel argument, les grandes ONG internationales, en l'occurrence l'UICN et WWF ont alors su et pu imposer, durant les années 1960, des règles de conduite en matière de conservation aux gouvernements africains indépendants (Rossi, 2000).

Cela commença en 1961, avec la Conférence d'Arusha (Tanzanie) destinée en réalité à « permettre aux spécialistes de la conservation de rencontrer et de convaincre les nouveaux dirigeants africains de l'intérêt de la conservation jugée porteuse d'une manne financière touristique » (Rodary et al, 2003). Dans son prolongement, les dirigeants africains décidèrent d'organiser la Conférence d'Alger (Algérie) en 1968 qui créa la « Convention africaine sur la conservation de la nature et des ressources naturelles» dite Convention d'Alger qui a beaucoup stimulé la création des aires protégées en Afrique (UICN, 1992; Rwanyiziri, 2009).

Le succès de la nouvelle stratégie fut tel qu'au lendemain des indépendances, tous les anciens opposants à la politique coloniale de conservation devinrent ses farouches défenseurs (Rodary, 2001). En cela, ils sont passés de la contestation indépendantiste à l'appropriation politique de l'héritage colonial ; ce qui sonne véritablement comme un paradoxe et un affront, voire une trahison aux populations tristement abusées par leurs propres leaders.

En Tanzanie, en Zambie et au Togo, pour reprendre les porte-étendards de la contestation indépendantiste des politiques coloniales de conservation, les gouvernements indépendants des Présidents Julius Nyerere, Kenneth Kaunda et Gnassingbé Eyadema décidèrent de poursuivre, voire de renforcer les politiques de conservation de la nature héritées de l'administration coloniale en créant de nouvelles aires protégées et/ou en étendant les aires protégées préexistantes, de façon musclée (Sournia, 1996; Rodary, 2001; Rwanyiziri, 2009).

Les conséquences de la réédition de la politique coloniale sur les populations locales ont été désastreuses car, non seulement elles ont perdu les droits qu'elles avaient et exerçaient sur les terres confisquées, mais aussi elles n'ont pas été relogées sur d'autres terres (Rodary, 2001). En effet, les créations, les extensions et les changements de statuts d'aires protégées se sont fréquemment accompagnés de déplacements de populations sans ménagement, exactement comme en période coloniale (Neumann, 1998).

Les situations dramatiques vécues par les Meru au Kenya et les Masaï en Tanzanie (Rwanyiziri, 2009) et certaines populations d'Ethiopie (Bulletin du WRM, 105, avril 2006) et du Togo (Rossi, 2000), respectivement à la création du Parc de Meru, à la transformation de la Réserve de chasse de Tarangire, à la concession du Parc de l'Omo et à l'extension du Parc de la Kéran illustrent bien ces revirements idéologiques et pratiques.

Depuis lors, les gouvernements africains sont dans une dynamique d'extension des espaces protégés qui sont de plus en plus complexes et variés, comme les parcs pour la paix (Peredo-Videa, 2008), les parcs transfrontaliers, les parcs marins et les aires protégées des catégories V et VI, avec une tendance affichée pour l'extension des zones de savanes, du fait de leur potentiel touristique, plus particulièrement en Afrique de l'Est et du Sud (UICN, 2012).

En plus de la volonté politique affirmée des gouvernements africains indépendants et de l'engagement des grandes ONG internationales comme WWF, AWF, WCS, CI et BLI, le mouvement en faveur de la conservation en Afrique s'est également nourri de l'émergence et de la multiplication des ONG locales et des clubs de la nature dont l'influence sur les politiques nationales de conservation a été remarquablement positive (Mengue, 2002).

2.1.2.3. La gestion des aires protégée : les défis d'une gouvernance importée

Comme cela a été déjà souligné, la mise en place des aires protégées et de leurs réseaux par les gouvernements africains indépendants s'est déroulée sous l'impulsion de groupes conservationnistes extérieurs, en rupture avec les modes de gestion traditionnelle des territoires et des ressources naturelles par les populations (Niang, 1990; Hannah, 1992; Rossi, 2000; Mengue, 2002; Rwanyiziri, 2002).

A l'instar des autres pays du Sud, la conception théorique et pratique des politiques de conservation en Afrique s'est réappropriée les slogans mondialement reconnus tels que « la protection des espèces menacées de disparition », « la dégradation rapide des ressources naturelles » et « les zones de grande valeur écologique à protéger » (Weigel et al, 2007). Selon ces auteurs, cette réappropriation s'est accompagnée d'une « gouvernance importée » caractérisée par l'adoption ex cathedra des principes et des objectifs de protection depuis les conférences portées par les ONG et les bailleurs de fonds et l'intégration des modalités administratives des pays colonisateurs dans les appareils d'Etats après les indépendances.

La « gouvernance importée » s'appuie sur un système de cogestion des zones protégées entre l'Etat, les ONG de la conservation et/ou les bailleurs de fonds qui financent quasiment tous les projets de conservation, en privilégiant les intérêts écologiques aux détriments des préoccupations socio-économiques des populations locales (Weigel et al, 2007).

L'exception ou la règle africaine « des parcs et des aires protégées sans habitants » constitue la manifestation la plus achevée de cette gouvernance importée et imposée qui prolonge et perpétue en réalité les politiques coloniales, dès lors que 70 % à 85% des espaces protégés du monde sont actuellement habités (Dumoulin, 2005) et que la tendance mondiale penche en faveur des aires protégées à protection douce (Ghimire et al, 1997; Chape et al, 2003).

L'une des conséquences dommageables de ces modèles de gestion hérités de la colonisation est l'hostilité croissante et le déficit de collaboration des populations qui se manifestent notamment par le braconnage et les coupes de bois dans beaucoup d'aires protégées (Mengue, 2002). Aussi, les rapports conflictuels entre les populations locales et les animaux sauvages ravageurs détériorent-ils la perception des aires protégées par les riverains qui les considèrent comme «des territoires étrangers» interdits d'accès qui n'ont effectivement «d'utilité que pour les étrangers», notamment à travers le tourisme (Mengue, 2002; Triplet, 2009).

Sur le continent africain, les conflits et l'instabilité politiques viennent souvent aggraver la destruction des aires protégées qui sont envahies par les populations fuyant la guerre ou en quête de nouvelles terres agricoles (Boonkind et al, 1991; Besong et al, 1992; Kanyamibwa, 1998); comme cela s'est passé dans les aires protégées de l'Ouest du Rwanda et de l'Est de la RDC qui furent prises d'assaut par des milliers de réfugiés rwandais en 1994.

Ces situations de tensions et de destructions, qui sont surtout dues aux contentieux liés à la création et/ou à l'extension des aires protégées, aux difficultés de financement et aux modes de gestion non ou peu concertés de ces dernières, font que beaucoup d'entre elles n'existent en réalité que sur papier et seraient dangereusement menacées (Triplet, 2009; Binot, 2010).

Au niveau administratif, l'insuffisance de ressources humaines qualifiées est particulièrement grave et préoccupante dans les pays francophones, même si des lacunes importantes s'observent également dans les pays anglophones, à cause de la rareté des écoles de formation des spécialistes de la conservation (Dudley et al, 1999; Mengue, 2002).

Quant aux organismes nationaux en charge de la conservation, ils revêtent des formes contrastées selon les pays et leurs traditions spécifiques de conservation. Dans les pays francophones en général, la gestion des aires protégées n'est pas assurée par un établissement autonome. Elle est associée à une structure ministérielle dominante (Triplet, 2009). C'est notamment le cas du Cameroun, du Mali, du Niger, du Sénégal, du Tchad et du Togo.

D'autres pays possèdent, en revanche, depuis longtemps ou peu, des structures autonomes ou semi-autonomes d'administration et de gestion. C'est en l'occurrence le cas du Burundi, du Gabon, du Kenya, de la RDC, du Rwanda et de la Sierra Leone (Rwanyiziri, 2009).

En matière de gouvernance des aires protégées et des forêts africaines, on assiste à l'émergence d'initiatives régionales qui font penser aux grands ensembles politiques et économiques du continent. En Afrique centrale notamment, il s'est développé beaucoup d'instances politico-techniques d'harmonisation et de coordination des actions qui souffrent néanmoins de sérieux problèmes de financement (Vives, 2001; Doumenge et al, 2015).

En matière de financement, le secteur de la conservation en Afrique possède en général des budgets faibles ; ce qui expliquerait principalement l'ineffectivité et l'inefficacité des politiques de conservation (James, 1999; Mengue, 2002; Guéneau et al, 2004).En dépit de l'insuffisance généralisée des budgets dédiés à la conservation, force est néanmoins de constater l'existence de disparités nationales importantes.

En 1990 par exemple, le Kenya Wildlife Service (Kenya), le Ministère namibien de la faune, de la conservation et du tourisme (Namibie) et l'Office Rwandais du Tourisme et des Parcs Nationaux (Rwanda) ont respectivement consacré à la conservation 18,2 millions, 11 millions et 4,7 millions de dollars américains (WCMC, 1992). La même année, le Forest Development Institute d'Angola n'a dépensé que 20 000 $US tandis que le budget du Wildlife Conservation Branch de la Sierra Leone n'excédait guère 4 590 $US en 1991 (WCMC, 1992).

En réalité, le financement de la conservation est principalement soutenu par la communauté internationale en tenant compte des intérêts touristiques et écologiques différentiels des aires protégées et des pays eux-mêmes. Entre 1992 et 1998 à titre illustratif, des 100 millions de dollars américains investis par les donateurs extérieurs dans les projets de conservation dans 16 pays africains; le Kenya a bénéficié, à lui seul, d'un montant de 23 millions à cause de ses nombreuses curiosités et activités écotouristiques (UICN, 1999).

Dans l'ensemble et à l'exception de quelques situations singulières comme au Parc national des Virunga au Rwanda (Rwanyiziri, 2009; RDB, 2012b), les mécanismes de financement fondés sur les partenariats public-privé et le réinvestissement des fonds générés par les aires protégées dans la conservation demeurent encore marginaux sur le continent africain.

2.1.2.4. L'écotourisme en Afrique: promesses non tenues, populations abusées

Comme nous l'avons déjà évoqué, l'écotourisme et ses retombées positives sur les économies et les populations africaines constituent les principaux arguments qui ont été utilisés pour faire adhérer les gouvernements indépendants à la cause de la conservation (Rodary, 2001; Rodary et al, 2003). Cette stratégie de légitimation de la conservation par des arguments socio-économiques fut poursuivie et renforcée à travers les concepts de développement durable et d'intégration publique apparus avec la SMC (UICN et al, 1980) et le concept plus récent de PSE promu par le rapport d'évaluation des écosystèmes du millénaire (MEA, 2005) et le travail sur l'économie des écosystèmes et de la biodiversité (TEEB, 2010).

A quelques rares exceptions près cependant, encore faut-il que la manne touristique soit équitablement répartie entre tous les acteurs, force est de constater actuellement que, dans la majorité des pays, les attentes parfois exagérées vis-à-vis de l'écotourisme, des recettes touristiques et des retombées socio-économiques sont loin d'être satisfaites. Au contraire, l'on pourrait même parler de promesses non tenues et de populations abusées en matière d'écotourisme, en dépit de l'énorme potentiel touristique des aires protégées africaines.

Dans le domaine touristique, l'Organisation Mondiale du Tourisme indique que l'Afrique est l'une des régions où le tourisme de type « nature », « safari » et « culture » a le plus progressé au cours des 10 dernières années. En 2009, on dénombrait 58 millions de touristes contre 37 millions en 2003 http://www.un.org/africarenewal/fr/magazine/ao%C3%BBt-2012/le-tourisme-en-afrique-une-industrie-en-pleine-expansion; soit un taux d'accroissement de 57%. Malgré cette évolution positive, le continent reste l'une des destinations touristiques les moins prisées au monde. En 2011par exemple, l'Afrique ne comptait que 50 millions de touristes internationaux sur un total de 980 millions; soit une proportion bien dérisoire de 5,1%.

En réalité, ce chiffre cache d'énormes disparités entre les pays, puisque l'Afrique du Sud compte, à elle seule, plus de touristes que tous les autres pays d'Afrique centrale, australe et orientale réunis (http://donnees.banquemondiale.org/indicateur/ST.INT.ARVL). Bien loin derrière ce pays hautement touristique viennent notamment le Kenya, le Zimbabwe, l'Ouganda, la Namibie, la Tanzanie, la Zambie, le Rwanda et le Malawi.

Selon la Banque Mondiale, les recettes touristiques contribuent à hauteur de 8,9% du Produit Intérieur Brut (PIB) en Afrique de l'Est ; 7,2% en Afrique du Nord ; 5,6% en Afrique de l'Ouest ; 3,9% en Afrique Australe et 1% en Afrique Centrale. En Afrique centrale, l'instabilité et les crises sociopolitiques persistantes expliqueraient les faibles performances relatives des secteurs de la conservation de la nature et de l'écotourisme.

Un des plus grands succès touristiques sur le continent est sans doute le tourisme axé sur les gorilles de montagne (*Gorilla beringei beringei*) du Parc national des Volcans situé entre la RDC, le Rwanda et l'Ouganda. En 2011, ce tourisme a rapporté aux trois pays 225 millions de dollars américains ($US). Grâce à lui, le secteur du tourisme est devenu, depuis ces dernières années, la première source de devises pour le Rwanda, bien devant les cultures traditionnelles d'exportation que sont le café et le thé (Rwanyiziri, 2009). En 2007, il a généré 47 millions $US contre 35 millions $US pour le café et 32 millions $US pour le thé (Rwanyiziri, 2009).

En règle générale, la création des richesses locales fondées sur le tourisme n'est le fait que de quelques Etats africains réputés et fréquentés pour leurs aires protégées ; à savoir l'Afrique du Sud, la Namibie, le Botswana, le Zimbabwe, la Zambie, la Tanzanie, l'Ouganda, le Kenya et Madagascar (Triplet, 2009) et, depuis récemment, le Rwanda.

C'est justement au Rwanda où on enregistre, depuis 2004, un des meilleurs exemples de réussite des projets de développement touristique impliquant les communautés locales, avec la mise en place de « l'Ecolodge communautaire Sabyinyo », autour du Parc des Volcans (Rwanyiziri, 2009). Ici, les revenus de location de l'établissement hôtelier servent à financer les initiatives socio-économiques ou de conservation en faveur des communautés riveraines du parc (Rwanyiziri, 2009 ; RDB, 2012b), sur base de directives et de quotas de partage des recettes touristiques entre les communautés locales et les trois parcs du pays (RDB, 2012b).

2.1.2.5. L'intégration publique : des attentes fortes, des réalisations en demi-teinte

En Afrique, la gestion participative des aires protégées ou l'intégration publique des populations locales dans la gestion de ces dernières revêt une dimension toute particulière car la plupart des écosystèmes qui ont été protégés étaient largement anthropisés (Neumann, 1998; Rossi, 2000). Dans ces conditions, le maintien des aires protégées en dehors de la sphère d'action socio-économique des populations, même après les indépendances où les parcs et réserves vont continuer à servir d'instruments géopolitiques aux mains des Etats (Giraut et al, 2004), a toujours été ressenti comme un affront aux communautés locales.

Et, lorsque les politiques de réappropriation communautaire de la gestion des aires protégées ont été initiées au lendemain de la SMC en 1980 et renforcées dans le sillage de la Conférence de Rio en 1992, elles se sont rarement révélées efficaces (Binot, 2010).En cause, un encadrement, des régulations et des conditionnalités trop limitatifs et contraignants, dans l'esprit et la lettre de la SMC (UICN et al, 1980) et des revenus souvent dérisoires pour susciter l'adhésion des populations et prévenir les pressions d'exploitation infractionnelle.

En effet, les projets de conservation« pour, avec et par » les communautés (Compagnon et al, 2000), qui se matérialisent par le financement des activités génératrices de revenus par les aires protégées ou le prélèvement de ressources en nature, affichent des bilans mitigés dans la grande majorité des aires protégées du continent (Triplet, 2009; Binot, 2010; UICN, 2012). En Afrique centrale, Binot (2010) a notamment montré que les projets intégrés de conservation et de développement mettent souvent aux prises les populations dépossédées des terres et des personnes nanties et puissantes à qui elles servent généralement de main d'œuvre.

Les sources de financement des activités génératrices de revenus en faveur des populations locales sont généralement constituées des taxes, des redevances et des budgets, notamment les redevances sur les concessions d'activités de chasse sportive dans les zones de chasse villageoises (Granier, 2009). Quant aux prélèvements des ressources naturelles en nature, ils sont rigoureusement réglementés (UICN et al, 1980) et se présentent sous des formes variées, telles que celles qui ont été expérimentées dans certains pays d'Afrique australe de type « work for wetlands » et « work for water » (Granier, 2009). La forme d'intégration publique la plus intéressante se ramène aux emplois directs des populations locales dans les aires protégées comme les pisteurs, les éco-gardes et le personnel des lodges (Granier, 2009).

Dans la pratique des projets d'intégration publique, les conventions de collaboration se présentent sous forme de contrats de gestion entre le gestionnaire public ou privé et les villages ou les groupes de villages (Granier, 2009). En la matière, l'expérience révèle que ce sont les systèmes socio-écologiques combinant la gestion centralisée et décentralisée et les contrats de gestion entre les aires protégées et les villages dépendants qui constituent les solutions d'avenir (Granier, 2009). Dans le cadre des contrats de gestion, l'idéal serait de prévoir des quotas de redistribution des revenus au bénéfice des populations (Granier, 2009).

En réalité, au-delà des textes et des discours qui parlent de la prise en compte des intérêts des populations dans la gestion, beaucoup d'aires protégées d'Afrique restent encore aujourd'hui sous l'empire et l'emprise du protectionnisme pour des raisons politiques et financières orientées vers le captage des financements extérieurs qui sont hautement conditionnés par la mise en place ou le renforcement des modèles de protection stricte.

Les aires protégées y sont encore largement administrées suivant une vision centralisée, autoritaire et bureaucratique de gestion planifiée des ressources (Giraut et al, 2004), au moment où les zones tampon d'intérêt socio-économique périphérique sont la plupart du temps récupérées pour l'extension des superficies domaniales incarnées par les espaces protégés, au delà des limites initiales héritées des administrations coloniales.

Nous sommes donc en présence d'options véritablement contradictoires, où l'internalisation et l'appropriation des politiques internationales en matière de gestion participative des aires protégées se retrouvent en porte-à-faux avec les conditionnalités actuelles des financements externes qui se « ferment de plus en plus » aux aires protégées « de plus en plus ouvertes » aux communautés locales. C'est le véritable dilemme de la conservation en Afrique.

La forte dépendance du secteur de la conservation aux financements internationaux constitue une sorte de condamnation à mort de la gestion participative qui n'a point ou plus les faveurs des acteurs conservationnistes détenteurs du portefeuille.

Incapables de générer suffisamment de fonds pour s'autofinancer et financer le développement local qui constitue le fer de lance de la gestion participative et de l'implication communautaire dans la conservation, les aires protégées africaines n'ont d'autre choix que de se plier aux exigences des grandes ONG et des principaux bailleurs de fonds qui prônent la gestion quasi sanctuarisée dans l'espace tropical, quitte à compenser les pertes d'accès direct aux ressources par une répartition conséquente des recettes touristiques aux limites connues.

De manière synthétique et pour conclure sur les aspects pertinents de la conservation de la nature en Afrique, nous dirons que les évolutions conceptuelles et pratiques dans le secteur ont imprimé au continent, pour très longtemps encore, sept marques majeures, à savoir : (1) la prééminence de la vision américaine d'aires protégées sans habitants et l'alignement aux thèses idéologiques occidentales, (2) l'absence d'indemnisation et de relogement à la création ou à l'extension des aires protégées, (3) un sous-financement chronique et une forte dépendance aux financements extérieurs, (4) la prédominance du tourisme extérieur et ses faibles retombées socio-économiques, (5) la déconnexion persistante des pratiques de gestion avec les préoccupations des populations, (6) l'hostilité croissante des populations locales et l'exploitation frauduleuse des aires protégées et (7) la dégradation quasi systématique des aires protégées. Comme nous le montrerons, ces évolutions et marques n'ont pas épargné le Burundi; un pays qui a évolué à son rythme, pratiquement en marge des dynamiques régionales de l'Afrique orientale et australe qui constitue sa zone CMAP (Hugh, 2000).

2.1.3. Concepts et indicateurs utilisés

Dans le cadre de l'analyse des processus évolutifs et de l'évaluation de l'atteinte des objectifs de gestion ou de l'efficacité de gestion du Parc de la Rusizi (UICN, 2012), un certain nombre de concepts et d'indicateurs de gestion jugés importants ont été soit définis pour les nouveaux, soit nuancés, précisés davantage ou adaptés pour ceux qui figurent déjà dans la littérature scientifique. Ces éclairages conceptuels nous ont paru indispensables pour permettre une évaluation aisée des écarts de gestion par rapport aux normes et une description des dynamiques écologiques et socio-économiques qui sont à l'œuvre dans le paysage du Parc de la Rusizi et dans sa zone d'emprise périphérique, relativement aux objectifs de conservation.

2.1.3.1. Concepts sur la conservation

2.1.3.1.1. Aire protégée

Les définitions d'une aire protégée qui sont internationalement reconnues sont celles qu'en donnent l'UICN et la CDB (Dudley et al, 2010). Selon l'UICN (1994), une aire protégée est « un espace géographique clairement défini, reconnu, consacré et géré, par tout moyen efficace, juridique ou autre, afin d'assurer à long terme la conservation de la nature ainsi que les services écosystémiques et les valeurs culturelles qui lui sont associés ». Quant à la CDB (1992), elle définit une aire protégée comme « une aire définie géographiquement qui est désignée ou réglementée et gérée pour atteindre des objectifs de conservation spécifiques».

On remarque que la définition de la CDB est un énoncé à minima qui résulte de négociations et de compromis politiques difficiles et qui entretient un flou sur les objectifs de conservation. C'est pour cette raison que nous avons retenu, dans notre dissertation, celle de l'UICN qui, comme on le constate, dégage trois caractéristiques essentielles des aires protégées, à savoir : (1) l'existence de limites géographiques précises, (2) l'existence d'un mécanisme de reconnaissance et de gestion et (3) le centrage des objectifs de conservation sur les services écosystémiques et les valeurs culturelles utiles à l'homme.

La reconnaissance et la réalité actuelles des interventions humaines dans la majorité des aires protégées (Dumoulin, 2005) remettent en cause l'idée même de « protection » dans l'absolu, pour abonder dans le sens de certains auteurs critiques (Carrere et al, 2004). En réalité, la dichotomie entre « espaces naturels » et « espaces façonnés par l'homme » est illusoire car toutes les régions du monde ont connu ou connaissent un degré variable d'artificialisation (Rossi, 2000; Dumoulin, 2005); à tel point que la protection stricte des espaces naturels tropicaux sonne comme une sorte d'extrémisme et d'ingérence écologiques (Rossi, 2000).

2.1.3.1.2. Parc national

La définition normalisée d'un parc national consacrée par l'Assemblée générale de l'UICN tenue en 1969 à New Delhi (Inde) est : « un territoire assez étendu, renfermant un ou plusieurs écosystèmes peu ou pas transformés par occupation ou exploitation humaine, où espèces végétales et animales, sites géomorphologiques et habitats offrent un intérêt spécial sur les plans scientifique, éducatif et récréatif et où existent des paysages naturels à grande valeur esthétique » (Veyret, 2012).

Cette définition met en exergue quatre caractéristiques essentielles d'un parc, à savoir : (1) la couverture d'un grand territoire, (2) l'absence ou le faible niveau d'interférences humaines, (3) le caractère hautement esthétique et donc, touristique et (4) la restriction des utilisations à la recherche, à l'éducation et au loisir. Comme on le constate, elle est fortement teintée de la vision américaine de la conservation et limite forcément le nombre de parcs dans le monde du fait des vastes espaces que requiert leur création (Milian et al, sd).

2.1.3.1.3. Indicateur environnemental

Par définition, un indicateur environnemental est « une unité d'information quantitative ou qualitative mesurée en fonction du temps qui permet de démontrer l'évolution des attributs spécifiques d'une aire protégée eu égard aux objectifs poursuivis dans la conservation » (Hockings et al, 2006). Un indicateur environnemental peut être de nature biologique, chimique, physique, socioéconomique ou de gouvernance (Hockings et al, 2006).

Les indicateurs de biodiversité permettent de suivre l'évolution de la biodiversité et des pressions anthropiques les plus importantes en vue de comparaisons aux échelles temporelle et spatiale (OCDE, 1993; Couvet et al, 2007). Dans le génie écologique du changement climatique, par exemple, certains espèces et milieux spécifiques servent d'indicateurs dans la mesure des effets du phénomène (McCarty, 2001; Gilles, 2012; CAR/ASP, 2014).

Les indicateurs socio-économiques utilisés dans l'évaluation de la gestion participative des aires protégées sont notamment les revenus d'exploitation des ressources, les services sociaux et les processus d'organisation/régulation tandis que les indicateurs institutionnels et sociaux portent sur la gouvernance (Hockings et al, 2006; Requier-Desjardins, 2012).

2.1.3.2. Concepts sur l'occupation du sol

2.1.3.2.1. Occupation du sol

Dans notre étude, l'occupation du sol est une description physique de l'espace définie comme la « couverture (bio-) physique observée à la surface d'un territoire déterminé» qui comprend la végétation (arbres, buissons, champs, pelouses), les sols nus, les surfaces dures (roches, bâtiments), les surfaces humides et les plans d'eau (nappes, cours d'eau, zones inondables) (Di Gregorio et al 1997; Di Gregorio et al, 2000; CEC, 2001; Hadraoui, 2013).

L'occupation des terres est une variable fondamentale pour la planification, l'étude et la compréhension de l'environnement (Foody, 2002). Plusieurs auteurs ont par ailleurs montré que l'occupation du sol est devenue une thématique capitale dans la plupart des inventaires cartographiques et le suivi des phénomènes environnementaux, en tant qu'indicateur écologique (Bartholomé et al, 2005; Ouattara et al, 2006; Hartley et al, 2007).

2.1.3.2.2. Matrice de transition dans l'occupation du sol

La matrice de transition dans l'occupation du sol est un tableau à double entrée qui présente les changements d'état des éléments d'un système entre deux dates déterminées t_0 et t_1 (Turner, 1989; Robin, 2002; Schlaepfer, 2002). Elle est obtenue à partir des données d'analyses statistiques générées par le croisement ou la superposition des cartes d'occupation du sol correspondant aux dates t_0 et t_1 (Bamba et al. 2008). Les lignes et les colonnes de la matrice représentent les proportions d'aires occupées parles classes d'occupation du sol aux dates t_0 et t_1 (Arouna, 2012) tandis que ses cellules renseignent sur les surfaces des types d'occupation du sol i qui sont passés aux types d'occupation du sol j entre t_0 et t_1, à l'exception des cellules en diagonale qui donnent les proportions de surfaces des classes d'occupation du sol qui sont restées stables entre t_0 et t_1.

2.1.3.2.3. Stabilité dans l'occupation du sol

La stabilité dans l'occupation du sol est définie comme « la proportion de pixels identiques qui sont couverts par le même type d'occupation du sol à deux dates considérées » (Barima, 2009; Sarr, 2009). Dans notre étude, la stabilité ne renvoie donc pas aux classes spécifiques d'occupation du sol dont les superficies restent pratiquement constantes ou identiques entre les dates définies, indépendamment des types d'occupation du sol comme le décrivent certains auteurs (Noyola-Medrano, 2006; Lagabrielle et al, 2007; Koumba, 2010).

2.1.3.2.4. Modification de l'occupation du sol

La modification de l'occupation du sol est définie comme « une évolution à l'intérieur d'une même classe d'occupation du sol, en l'occurrence la végétation et les cultures, suite à des changements affectant ses attributs physiques ou fonctionnels » (Stott et al, 1996; Alun et al, 1997; Baulies et al, 1997; CEC, 2001; Sarr, 2009). Pour les besoins de l'étude, nous avons fait le distinguo entre : (1) « modification positive » et (2) « modification négative ».

La modification positive signifie « le passage d'une classe de végétation moins dense vers une classe de végétation plus dense ou d'une formation végétale moins évoluée vers une formation végétale plus évoluée» (Auteur, 2017), en référence au processus de succession naturelle et spontanée de la végétation (OIBT, 2002). La modification négative signifie l'inverse. En termes d'évolution de la végétation, une modification positive représente un gain qualitatif de végétation et une modification négative, une perte qualitative de végétation.

2.1.3.2.5. Conversion de l'occupation du sol

La conversion de l'occupation du sol est définie comme « le passage d'une classe d'occupation du sol à une autre » (Alun et al, 1997; Baulies et al, 1997; CEC, 2001; Sarr, 2009). Pour les besoins de l'étude également, la conversion a été décomposée ou scindée: (1) en « conversion non végétale» qui signifie « le passage d'une classe sans végétation à une autre classe sans végétation», (2) en « conversion positive » qui traduit « le passage d'une classe sans végétation à une classe de végétation » ou l'apparition physique de végétation et (3) en « conversion négative » qui symbolise exactement l'inverse ou la disparition physique de végétation (Auteur, 2017). En termes d'évolution de la végétation, les conversions non végétales sont neutres (conversions neutres), les conversions positives des gains quantitatifs de végétation et les conversions négatives, des pertes quantitatives de végétation.

2.1.3.2.6. Progression et régression de la végétation

Dans l'évolution globale de la végétation, les modifications et les conversions positives, qui représentent respectivement des gains qualitatifs et quantitatifs de végétation, constituent « une progression » de la couverture végétale et une évolution positive dans le domaine de la conservation. A l'inverse, les modifications et les conversions négatives, qui traduisent successivement des pertes qualitatives et quantitatives de végétation, forment « une régression » de la couverture végétale et une évolution négative pour la conservation (Auteur, 2017). Dans notre étude, ces concepts ne désignent pas un gain ou une perte de superficie d'une classe quelconque d'occupation du sol entre deux dates, comme les décrivent certains auteurs (Noyola-Medrano, 2006; Lagabrielle et al, 2007; Koumba, 2010).

2.1.3.3. Indicateurs de structures et d'évolutions spatiales

2.1.3.3.1. Coefficient d'asymétrie d'une aire protégée

Le coefficient d'asymétrie que nous avons conçu est défini comme « le rapport entre le périmètre d'une aire protégée et la circonférence d'une aire protégée circulaire qui aurait la même superficie » (Auteur, 2017). La conception et la définition du coefficient d'asymétrie s'inspirent de l'approche théorique sur la forme idéale des aires protégées qui devrait maximiser la concentration et minimiser la longueur des frontières (Andelman et al, 1999; Chapin et al, 2003). Plus le coefficient d'asymétrie d'une aire protégée est proche de 1, plus sa forme est ramassée et se rapproche d'un cercle et inversement (Auteur, 2017).

Les formes allongées et irrégulières augmentent l'exposition des aires protégées aux menaces périphériques. Elles constituent un premier indice de vulnérabilité, en particulier dans les environnements ruraux, pauvres et peuplés et dans les contextes de gestion caractérisés par de faibles densités de surveillance préventive et dissuasive (Auteur, 2017).

Le coefficient d'asymétrie complète le modèle de la carte d'accessibilité des aires protégées conçu pour quantifier théoriquement les pressions potentielles exercées par les populations en fonction des obstacles ou des facilités d'accès aux aires protégées liés à la topographie et à l'occupation du sol (Nelson, 2008). Sur la carte d'accessibilité et la matrice de vulnérabilité différentielle, les grandes valeurs sont attribuées aux obstacles (rivières, montagnes, collines) et les petites valeurs aux zones à traversée facile (savanes, pelouses) (Nelson, 2008).

2.1.3.3.2. Indice de structure spatiale

L'indice de structure spatiale est« un indicateur utilisé dans la détermination des processus de transformation spatiale »qui sont responsables des changements d'états paysagers à partir de l'« arbre de décision » employé en écologie du paysage qui est la base de la théorie de la conservation de la nature (Hansson et al, 1991; Forman, 1995a, 1995b; Forman, 1997; Bogaert et al, 2004).L'importance de la structure spatiale des écosystèmes paysagers comme facteur d'explication des processus écologiques est reconnue par la communauté écologique mondiale (Hargis et al, 1997; Jaeger, 2000; Fortin, 2002; Bogaert et al, 2005; Bamba, 2010).

Outre sa composition et son fonctionnement, en effet, chaque écosystème se caractérise par une configuration précise (Bamba, 2010). Les transformations paysagères déterminent les évolutions générales et l'efficacité de la conservation en fixant les niveaux de fragmentation, de connectivité et d'hétérogénéité spatiales; la fragmentation étant un processus dégradatif qui diminue la surface totale d'un habitat réduit en fragments et qui crée ou renforce une rupture de continuité (Davidson, 1998; Burel et al, 2003; Bogaert et al, 2008; Bogaert et al, 2011).

La fragmentation s'accompagne souvent d'une réduction de la qualité de l'habitat, de l'isolation des taches et de « l'effet de lisière » qui limitent à long terme les chances de survie des espèces dans un fragment donné (Bogaert, 2000; Benitez-Malvido et al, 2003). Elle constitue l'une des menaces majeures qui pèsent sur la diversité biologique (Henle et al, 2004) et un thème de recherche important pour la conservation (Haila, 2002).

Les trois éléments clé qui permettent de caractériser un paysage sont les taches, la matrice et les corridors (Forman et al, 1981; Forman et al, 1986; Burel et al, 2003). Chaque écosystème peut être reconnu à partir de la distribution, de la taille, de la forme et de la configuration dans l'espace de ces trois composantes de base (Forman et al, 1986).

Les tailles, les formes et l'arrangement spatial des taches influencent de nombreux processus écologiques dans le paysage tels que les migrations, la prédation, l'extinction et la colonisation (Farina, 2000). Les caractéristiques des taches sont le nombre (N), l'aire (a) et le périmètre (P). Ce sont les principaux paramètres qui permettent de décrire la configuration d'un paysage (Giles et al, 1999; Bogaert et al, 2004). La comparaison successive des valeurs homologues de ces paramètres à la date initiale t_0 (n_{t0}, a_{t0}, p_{t0}) et à une date ultérieure t_1 (n_{t1}, a_{t1}, p_{t1}) conduit à la définition d'un processus représentatif de la dynamique paysagère observée qu'on appelle processus de transformation spatiale (PTS).

Selon le modèle de géométrie observé, on distingue 10 processus de transformation spatiale (Forman, 1995; Bogaert et al, 2004; Barima et al, 2009).Il s'agit de: (1) l'agrégation, (2) la suppression, (3) la création, (4) la déformation, (5) la dissection, (6) l'agrandissement, (7) la fragmentation, (8) la perforation, (9) le déplacement et (10) le rétrécissement des taches.

Les processus de dissection, de fragmentation, de suppression, de perforation et de rétrécissement des taches sont négatifs ; les processus d'agrégation, de création et d'élargissement positifs et les processus de déformation et de déplacement neutres (Forman, 1995a, 1995b; Collige, 1998; Collige et al, 1998; Jaeger, 2000; Bogaert et al, 2004).

2.1.3.3.3. Dominance de tache de classe

La dominance de tache $D(a)$ d'une classe d'occupation du sol est définie comme la proportion de l'aire de la plus grande tache dans l'aire totale de la classe (McGarigal et al, 1995; Barima, 2009). Elle est donnée par la formule : $D(a) = \frac{\text{Amax}}{\text{At}} * 100$ [1] où A_{max} est l'aire de la plus grande tache de la classe et A_t la superficie totale de la classe.

La dominance de classe est un paramètre spatial qui est utilisé en complément à l'indice de structure spatiale pour quantifier les structures spatiales du paysage et établir les niveaux de fragmentation ou de consolidation des classes rattachés aux processus d'évolution observés. Elle permet de déterminer l'ampleur des processus de transformation spatiale et de la fragmentation alors que les processus ne décrivent en eux-mêmes que les types de transformation qui affectent les classes d'occupation du sol. Plus la dominance de tache d'une classe est élevée, moins la classe sera fragmentée et inversement (Barima et al, 2009).

2.1.3.3.4. Indice de tendance et Tendance évolutive

L'indice de tendance (I_t) que nous avons conçu est « un indicateur intégré de synthèse qui décrit de manière quantitative et qualitative, l'intensité et le sens d'évolution globale d'une aire protégée déterminée, à partir de l'analyse de la dynamique d'occupation du sol entre deux dates données» (Auteur, 2017). L'intérêt de l'indice de tendance est de fournir une appréciation objective, synthétique et périodique de l'efficacité des stratégies de conservation afin d'assurer une gestion adaptative et dynamique devenue désormais indispensable dans le contexte émergeant et contraignant des changements climatiques.

Cette appréciation objective et périodique de la qualité de la conservation aboutit à la détermination d'une « Tendance évolutive » (T_e) qui est un « libellé quantitatif et qualitatif de synthèse » traduisant clairement l'intensité et le sens de l'évolution paysagère dominante, en termes de progression (développement), de stabilité ou de régression (dégradation), relativement aux objectifs spécifiques de conservation poursuivis par une aire protégée.

En effet, les travaux courants n'expriment l'évolution des espaces naturels qu'en termes de variation des superficies de classes spécifiques d'occupation du sol ou de transferts de superficies d'une classe à une autre (Stott et al, 1996; Alun et al, 1997; Baulies et al, 1997; Noyola-Medrano, 2006; Lagabrielle et al, 2007; Koumba, 2010), sans pouvoir en établir un bilan d'évolution global et évaluer objectivement l'efficacité des actions de conservation.

Le principe de la méthodologie proposée pour la détermination de l'indice de tendance d'une aire protégée est « l'ajustement des évolutions quantitatives et qualitatives des classes d'occupation du sol aux objectifs de conservation à moyen et à long terme ». Il est axé sur la comparaison entre les valeurs de régressions, de progressions, de conversions neutres et de stabilité globale qui constituent les données d'entrée dans l'algorithme.

2.1.3.3.5. Périphérie d'une aire protégée

La périphérie d'une aire protégée est un concept hybride à la fois spatial, socio-économique et temporel que nous définissons comme « l'espace-temps de mobilité de la dépendance socio-économique des populations et des localités extérieures aux ressources naturelles de l'aire protégée» (Auteur, 2017). Sur les plans intuitif et pratique, il s'agit d'un espace spatialement et temporellement oscillatoire dont l'épaisseur ou l'horizon dépend des contraintes et des opportunités socio-économiques et climatiques internes et externes à l'aire protégée. De toute évidence, le concept nous semble plus approprié que le vocable classique et statique de « rive » dont dérive l'adjectif « riverain » souvent attribué aux populations voisines des aires protégées que nous appellerons désormais « populations périphériques».

2.1.3.3.6. Distance-Temps d'Accès d'une localité

Au concept de périphérie d'une aire protégée, nous adjoignons celui de « Distance-Temps d'Accès » (DTA) qui traduit à la fois, pour une localité périphérique donnée, « une distance à l'aire protégée » et « un temps de parcours associé» qui est nécessaire aux populations de la localité pour atteindre l'aire protégée et exploiter ses ressources, suivant le trajet le plus court ; en supposant l'absence de toute contrainte physique et administrative (Auteur, 2017).

La « Distance-Temps d'Accès », exprimée en « heures de parcours à pied » dans les contextes africain et burundais, complète, en les précisant, les indicateurs de pression anthropique et agricole utilisés pour caractériser et classer les aires protégées d'un pays (Hartley et al, 2007). La faiblesse de ces indicateurs découle de leur caractère général et de l'uniformité des repères spatiaux et temporels utilisés qui considèrent un buffer de 30 km et une durée de voyage de 3 heures, sans prendre en compte la répartition et la variabilité de la démographie et des pressions d'exploitation à l'intérieur de cet espace géographique.

2.1.3.3.7. Durée Journalière de Travail en Champ d'une localité

La« Durée Journalière de Travail en Champ » (DJTC) est un concept socio-économique spatialisé qui est fondamentalement lié aux concepts de « Périphérie » et de « Distance-Temps d'Accès ». Pour une population d'une localité à dominante agricole située à une DTA donnée, nous définissons la DJTC comme « la durée maximale journalière de travail calculée sur base d'un temps journalier de 12 heures réparties entre le travail et les trajets aller-retour, à raison d'une heure pour 6 km » (Auteur, 2017). Plus une localité aura une DTA importante, plus sa DJTC sera faible et moins elle sera menaçante pour l'aire protégée et inversement.

2.1.3.4. Concepts socio-économiques et de gouvernance

2.1.3.4.1. Population dépendante d'une aire protégée

Dans notre étude, la population dépendante ou périphérique d'une aire protégée est définie comme « l'ensemble des habitants qui dépendent totalement ou en partie, d'une ou de plusieurs ressources de l'aire protégée, par accès direct ou par personnes interposées, à un moment ou à un autre de l'année » (Auteur, 2017). Ainsi, le concept revêt quatre dimensions fondamentales à savoir : (1) une dimension spatiale qui détermine l'épaisseur de la zone géographique de dépendance ou la périphérie, (2) une dimension temporelle qui indique la période et la durée annuelles de dépendance à l'aire protégée, (3) une dimension socio-économique qui correspond au type de dépendance à l'aire protégée et (4) une dimension de gouvernance fondée sur le mode direct ou indirect d'accès aux ressources naturelles.

2.1.3.4.2. Gouvernance d'une aire protégée

La gouvernance d'une aire protégée désigne « la structure et la gestion du pouvoir de décision ». Elle renvoie aux « interactions entre les structures, les mécanismes et les traditions qui déterminent la manière dont le pouvoir et les responsabilités sont exercés, les décisions prises et les individus et autres parties prenantes en mesure de donner leur avis sur la gestion des ressources et la conservation de la biodiversité » (UICN, 2004). Cette définition indique qu'un espace protégé est un objet à la fois géographique et politique (Depraz, 2008).

2.1.3.4.3. Gestion participative d'une aire protégée

La gestion participative d'une aire protégée est définie comme la « situation dans laquelle au moins deux acteurs sociaux négocient, définissent et garantissent entre eux un partage équitable des fonctions, des droits et des responsabilités de gestion d'un territoire, d'une zone ou d'un ensemble donné de ressources naturelles» (Borrini-Feyerabend et al., 2000; Borrini-Feyerabend et al, 2013). La participation procède d'une gestion intégrée ou« d'un processus itératif et concerté pour engager une réflexion et des actions communes en faveur du développement durable d'un territoire » (Bioret et al., 2009). Il s'agit d'une « intégration dans un processus décisionnel quelconque » (Joliveau, 2001) ou d'une co-construction qui tranche avec les cadres contraints ou prédéfinis (Laslaz, 2010).

La gestion participative est fondée sur les cadres de concertation pour gérer les questions foncières et déterminer les règles d'accès à l'espace (Binot et al, 2007), les principes de propriété, d'accès et d'identité sociale (Sarrasin et al, 2008) et les pouvoirs d'accès ou l'exclusion en matière foncière (Ribot et al, 2003). Selon Laslaz (2010), les types de pouvoir qui peuvent être mobilisés par les acteurs de la gestion participative pour affirmer l'accès/l'exclusion sont: (1) la régulation, (2) la force, (3) le marché et (4) la légitimation.

2.2. Présentation du contexte national burundais et de la zone d'étude

2.2.1. Evolution et situation de la conservation de la nature au Burundi

2.2.1.1. Une évolution marginale, l'argument de la force et l'épreuve des politiques

Au Burundi, l'évolution des politiques et des pratiques de conservation de la nature peut se décliner en cinq périodes remarquables, à savoir : (1) la période précoloniale ou le temps de l'harmonie homme-nature marqué par la régulation communautaire de l'usage des ressources à travers le droit coutumier (Lauginie, 2007), (2) de la période coloniale à la création de l'Institut National pour la Conservation de la Nature (INCN) en 1980 ou le temps du bi-juridisme semi-privatif caractérisé par l'introduction d'une réglementation formelle et restrictive modulée par la reconnaissance de certains droits d'usage coutumiers, (3) de 1980 à la décennie 1990 ou le temps de « l'approche forteresse » teinté par la gestion sanctuarisée des espaces naturels, (4) de la décennie 1990 à l'année 2011 ou le temps de « l'approche participative » marqué par l'intégration progressive des communautés locales dans la conservation et (5) de l'année 2011 à nos jours ou le temps de la démocratisation de la conservation véhiculé par l'ouverture légale et totale du secteur aux différents acteurs.

En période précoloniale, ce sont les coutumes ancestrales et certaines pratiques rituelles qui ont longtemps et efficacement contribué à la protection communautaire des forêts naturelles, comme les forêts de la Kibira et de Mpotsa qui étaient instituées en « forêts sacrées » hébergeant notamment les sépultures des rois et des reines-mère au temps de la longue monarchie du Burundi (INECN, 2000; Polisi, 2010). A l'instar des réserves de chasse royales européennes, la forêt de la Kibira faisait l'objet de chasses royales exclusives (Polisi, 2010), avant que l'activité de chasse ne soit réglementée et ouverte à d'autres catégories sociales.

Pendant la colonisation belge, plusieurs textes de lois ont été élaborés pour réglementer la coupe et la vente de bois des forêts naturelles, la chasse et la capture d'animaux sauvages et la pêche dans les lacs et cours d'eau (Cochet, 2001; Nindorera et al, 2008; Rwanyiziri, 2009). On retrouve ici la référence à la faune sauvage et aux activités de chasse qui est omniprésente dans la philosophie, la rhétorique et les pratiques de conservation en Afrique (Mengue, 2002; Colchester, 2003; Binot, 2010).

En 1934, il fut créé « l'Institut des Parcs Nationaux du Congo Belge » (IPNCB) par décret du 26 novembre 1934 pour l'administration des aires protégées des trois colonies belges d'Afrique centrale, à savoir le Burundi, le Rwanda et le Congo-belge devenu aujourd'hui la RDC (Rwanyiziri, 2009). A cette époque, ces colonies comptaient 3 parcs nationaux et une réserve forestière qui sont le Parc national des Volcans créé en 1925 au Congo, la Réserve naturelle forestière de la Kibira créée en 1933 au Burundi et les Parcs nationaux de l'Akagera et de Nyungwe créés au Rwanda en 1934 (Rwanyiziri, 2009). Peu après la deuxième guerre mondiale, deux autres réserves forestières furent mises en place au Burundi ; à savoir les Réserves forestières de Bururi et de Kigwena, respectivement par les Ordonnances du Rwanda-Urundi (O.R.U) du 15 avril 1951 et du 15 juin 1954 (Nindorera et al, 2008).

Au Rwanda-Urundi, la gestion des aires protégées ne deviendra autonome que plus tard puisque l'Office Rwandais du Tourisme et des Parcs Nationaux (ORTPN) au Rwanda et l'Institut National pour la Conservation de la Nature (INCN) au Burundi ne seront créés qu'après l'indépendance des deux pays en 1962 ;soit respectivement en 1973 et en 1980. Comme on le constate, le Burundi est le seul pays d'Afrique centrale où aucun parc national n'a été établi pendant la colonisation belge; ce qui montre l'importance relativement limitée que l'autorité coloniale belge accordait au secteur de la conservation dans ce pays.

Pour faire face à la multiplication des activités illégales menées à l'intérieur des aires protégées par les populations expulsées sans indemnisation ni réinstallation, conformément à la législation, l'administration belge créa un corps de gardes des parcs nationaux par ORU n°5520 du 26 février 1959 en vue d'assurer leur protection armée (Rwanyiziri, 2009).

Dans le contexte politique tendu et difficile de la lutte pour l'indépendance des colonies, ce service « militaire » visait également à contrer le risque d'installation des rébellions indigènes. Contrairement au Rwanda où il reste actuellement en vigueur tout en produisant d'excellents résultats (Rwanyiziri, 2009), le système de surveillance armée des aires protégées ne sera jamais appliqué au Burundi ; un pays qui est pratiquement resté en marge des grandes évolutions internationales en matière de conservation, jusqu'en 1980, tout au moins.

Dans le cas du Burundi, effectivement, il est aisé de noter que les Conférences d'Arusha en 1961 et d'Alger en 1968 n'ont pas eu d'incidence immédiate sur la création des aires protégées comme dans d'autres pays du continent, même si, de manière différée, elles ont dû jouer un rôle déterminant dans le déclenchement des politiques de conservation, à l'instar de la conférence de Paris en 1968 et du sommet de Stockholm en 1972. Comme le font remarquer Doumenge et al (2015), la législation a été plus volontariste, plus dynamique et plus adaptée au Rwanda qu'au Burundi ; deux pays au passé colonial pourtant identique.

Au Congo belge et au Rwanda-Urundi, les raisons qui ont poussé l'administration coloniale belge à créer les espaces protégés reposaient sur la lutte contre le phénomène d'érosion et les déséquilibres hydriques causés par les défrichements culturaux, dans le cadre de la politique de conservation des eaux et sols dans ces pays à relief généralement accidenté et à forte pression démographique sur les terres (Harroy, 1949, 1956, 1984; Rwanyiziri, 2009). Cela expliquerait pourquoi les premières réserves forestières de la Kibira et de Bururi, créées respectivement en 1933 et en 1951 au Burundi, dans le prolongement sud du Parc national de Nyungwe au Rwanda (RDB, 2012a), portent sur des forêts ombrophiles de montagne.

Une telle lecture d'un contexte géographique où l'érosion était encore marginale s'inscrit dans la ligne des discours catastrophistes qui ont longtemps caractérisé le mouvement conservationniste du début du 20èmesiècle qui présente l'homme comme le principal perturbateur de la nature (Rwanyiziri, 2009). On remarque d'ores et déjà que les qualités touristiques et esthétiques chères aux fondateurs du mouvement conservationniste intéressés par la promotion touristique (Calas, 2003), n'entrent pas en première ligne de compte.

Entre l'année 1954 qui a vu naître la dernière aire protégée de l'ère coloniale et l'année 1980 qui a relancé et redessiné le mouvement de la conservation après près de trois décennies de léthargie, la motivation et la justification de la création des aires protégées ont été portées par plusieurs travaux et rapports d'études dont les plus célèbres émanent d'auteurs et d'institutions comme Verschuren (1968), Lewalle (1968, 1972), Département des Eaux et Forêts (1973),Bider (1974), Reekmans (1975) et Pouilloux (1978).

Ces productions scientifiques et techniques de haut niveau conduiront à la concrétisation de la politique nationale de conservation de la nature par l'adoption du décret-loi n°1/6 du 3 mars 1980 portant création des parcs nationaux et des réserves naturelles et du décret n°100/47 du 3 mars 1980 portant création de l'Institut National pour la Conservation de la Nature (INCN) qui sera rattaché et administré directement à la Présidence de la République.

Comme dans beaucoup de pays africains, la création des aires protégées et les politiques de reboisement ont porté des atteintes répétées et massives au libre accès des populations aux ressources naturelles (Cochet, 2001). Au nom de l'intérêt commun et du développement économique, en effet, les États, à travers leurs politiques agricoles, environnementales et foncières, ont spolié les terres de nombre de paysans (Cochet, 2001; Pèlerin et al, 2011).

Ainsi, à la création de la majorité des aires protégées en 1980 et dans les années qui ont suivi, durant les phases de forte progression et d'intensification au niveau mondial (Aubertin et al, 2008), de nombreux cas d'expulsions autoritaires et violentes des populations intérieures ou proches des sites protégés ont été observés, au moment où, dans les évolutions internationales et africaines en matière de conservation, le développement durable et l'approche participative étaient les maîtres mots qui émergeaient de la SMC et en donnaient sens (UICN et al, 1980).

L'expulsion de plusieurs familles paysannes, sans ménagement, notamment au Parc national de la Rusizi en 1980, au Parc national de la Ruvubu en 1982, à la Réserve naturelle forestière de Rumonge en 1986, à la Réserve forestière de Monge en 1989 et à la Réserve naturelle forestière de Vyanda en 1991 est symptomatique de cette « spoliation foncière d'un Etat dressé contre la paysannerie » (Cochet, 2001). Par la suite, ces déguerpissements forcés, qui ont été opérés sans indemnisation préalable ni relocalisation physique pourtant prévues par la législation, ont entraîné des crises alimentaires chez les familles déplacées (Cochet, 2001).

Ces lacunes conceptuelles et pratiques, qui sont cependant communes à beaucoup de pays et d'aires protégées africains, vont marquer durablement la politique et les actions de conservation de la nature au Burundi dont le fondement philosophique a été longtemps axé sur une gestion fortement centralisée, dirigiste et coercitive qui crée et entretient des rapports conflictuels entre les gestionnaires et les populations (Nindorera et al, 2008; Polisi, 2010).

Au niveau législatif, le secteur de la conservation sera caractérisé par une certaine léthargie puisque les décrets n°1/6 et 100/47 du 3 mars 1980, qui n'avaient qu'une portée générale par ailleurs, ne seront suivis que du décret-loi n°100/010 du 16 janvier 1989 créant le Ministère de l'Aménagement, du Tourisme et de l'Environnement et du décret n°100/188 du 5 octobre 1989 portant création de « l'Institut National pour l'Environnement et la Conservation de la Nature » (INECN) venu élargir à l'environnement les missions de l'INCN qu'il remplace; sa tutelle passant de la Présidence de la République au Ministère nouvellement créé.

Ce n'est que plus tard en 2000, par décret n°100/007 du 25 janvier 2000 portant « délimitation d'un Parc national et de quatre Réserves naturelles » dont la Réserve de la Rusizi qui fait l'objet de la présente thèse, que la machine législative sera réactivée et relancée pour tenter de régler les multiples conflits générés par le caractère général, l'imprécision et la faible application du décret-loi n°1/6 du 3 mars 1980 dans la gestion des aires protégées.

Après ce décret de portée restreinte et restrictive, l'on attendra encore plus de 10 ans pour voir intervenir et éclore enfin le décret-loi n°1/10 du 30 mai 2011 portant « création et gestion des aires protégées du Burundi », sans exclusive, comme pour corriger les lacunes majeures du décret n°1/6 du 3 mars 1980. Dans la foulée, la législation nationale en matière de conservation sera enrichie du décret n°100/240 du 29 octobre 2014 portant « création de l'Office Burundais pour la Protection de l'Environnement » (OBPE), en remplacement de l'INECN, pour intégrer dans une entité cohérente et unifiée l'ensemble des structures étatiques qui géraient l'environnement de manière quelque peu désarticulée et disparate.

Si le passage de l'INCN à l'INECN en 1989 s'est accompagné d'une extension du champ de compétences et le renforcement des pouvoirs en matière de conservation, notamment par l'acquisition par la nouvelle structure du statut bénéfique d'Etablissement Public à caractère Administratif (EPA) doté d'une personnalité juridique et d'une autonomie de gestion, il a en revanche entraîné la perte de soutien politique et de notoriété en quittant la Présidence de la République (Nindorera et al, 2000; UICN, 2011). Cela se ressentira au niveau des ressources financières qui lui seront allouées, dans un contexte de tensions sociales croissantes.

Comme on peut aisément le constater, la législation nationale en matière de conservation n'a donc suivi ni les évolutions internationales, ni les exigences du contexte national, puisqu'elle est demeurée pratiquement inchangée de 1980 à 2011, date à laquelle sera promulguée la nouvelle loi n°1/10 du 30 mai 2011 qui apporte des innovations majeures dans la gestion des aires protégées, en conformité avec les tendances mondiales. Devant cet immobilisme législatif et réglementaire prolongé, les adaptations et les réponses du gestionnaire des aires protégées aux contraintes de terrain, notamment à travers les activités de gestion participative, n'avaient donc pas de base légale pour être rigoureusement réglementées et respectées.

2.2.1.2. Un réseau d'aires protégées dispersées, non connectives et peu viables

Comme nous l'avons déjà souligné, les premières aires protégées du Burundi ont été créées par l'administration coloniale belge entre 1933 et 1954, sous forme de réserves naturelles forestières, à l'image des réserves de faune et de chasse qui ont précédé beaucoup de parcs nationaux en Occident et en Afrique. Depuis 1954, aucune autre aire protégée ne sera créée jusqu'en 1980, année où la politique nationale souveraine de conservation prit forme.

Même si le pays ne connut pas de courants contestataires de la politique coloniale de conservation à l'époque des indépendances, du fait que les aires protégées existantes n'avaient qu'une importance trop marginale pour constituer un enjeu efficace de propagande politique, les textes législatifs et réglementaires ne cesseront eux d'être violés par les administrations postcoloniales et les populations après l'indépendance en 1962 (Nindorera et al, 2008), au moment où nombre de pays africains se réappropriaient l'héritage colonial en matière de conservation et renforçaient les dispositifs et arsenaux juridiques y afférents (Rodary, 2001).

Depuis l'année 1980, date de publication de la SMC (UICN et al, 1980) dans le sillage de la Conférence de Stockholm en 1972 et sous la pression internationale (Rwanyiziri, 2002), un nombre important d'aires protégées ont été créées ou reconnues, jusqu'en 2011 (Tableau I, Figure 1). En réalité, aucune aire protégée étatique n'a plus été créée après la mise en place des Paysages Protégés du Sud en 1996, faute d'espace (Nindorera et al, 2000). Avec la guerre civile de 1993, en effet, la catégorie des « Paysages Protégés » a été privilégiée pour pouvoir créer de grandes aires protégées intégrant les intérêts des populations, pallier aux problèmes récurrents d'indemnisation et résoudre le handicap de la faible taille des aires protégées face aux pressions d'exploitation, dans un contexte démographique explosif (INECN, 2008).

L'année 2011 n'a vu que la reconnaissance légale et l'intégration des espaces protégés privés et communautaires dans le réseau national d'aires protégées, à savoir les arboretums de Bujumbura et de Butaganzwa et la forêt sacrée de Mpotsa (Tableau I). Rigoureusement parlant, il n'existe pas d'aires protégées communautaires au sens propre du concept (Granier, 2009), car les initiatives de création émanent des administrations territoriales et non des populations locales. L'Arboretum de Bujumbura ne répond pas non plus aux critères d'une aire protégée à caractère privé (Rice, 2001). Il ne constitue en réalité qu'une concession d'une partie dégradée du Parc national de la Rusizi à une société de gestion privée.

Tableau I : Evolution et caractéristiques des aires protégées du Burundi

Nom de l'Aire Protégée	Date création	Superficie (ha)	Catégorie Déclarée
1. P.N de la Kibira	1933	40 000	Catégorie II
2. R.N.F de Bururi	1951	3 300	Catégorie Ib
3. R.N.F de Kigwena	1954	500	Catégorie Ib
4. P.N de la Ruvubu	1980	50 800	Catégorie II
5. P.N de la Rusizi°	1980	10 673	Catégorie II
6. M.N des Chutes de la Karera	1980	142	Catégorie III
7. M.N des Failles de Nyakazu	1980	600	Catégorie III
8. R.N.F de Rumonge-Vyanda	1986	5100	Catégorie Ib
9. R.N.F de Monge	1989	5 000	Catégorie Ib
10. R.N.G du lac Rwihinda*	1989	625	
11. P.P de Gisagara	1994	6126	Catégorie V
12. P.P de Mabanda-Nyanza-Lac	1996	1729	Catégorie V
13. P.P de Mukungu-Rukambasi	1996	5000	Catégorie V
14. P.P de Kinoso	1996	500	Catégorie V
15. P.A.P du Nord (Bugesera)**	2010	16010	Catégorie V
16. Bois sacré de Mpotsa	2011	31	Catégorie III
17.Arboretum de Bujumbura°°	2011	(25)	Catégorie II
18. Arboretum de Butaganzwa	2011	50	Catégorie IV
Total		145 561	

PN : Parc National, MN : Monument Naturel, RNF : Réserve Naturelle Forestière, RNG : Réserve Naturelle Gérée, PP : Paysage Protégé, PAP : Paysage Aquatique Protégé (* et **fusionnés), °° inclus dans °

Sources des données : OBPE (2015)

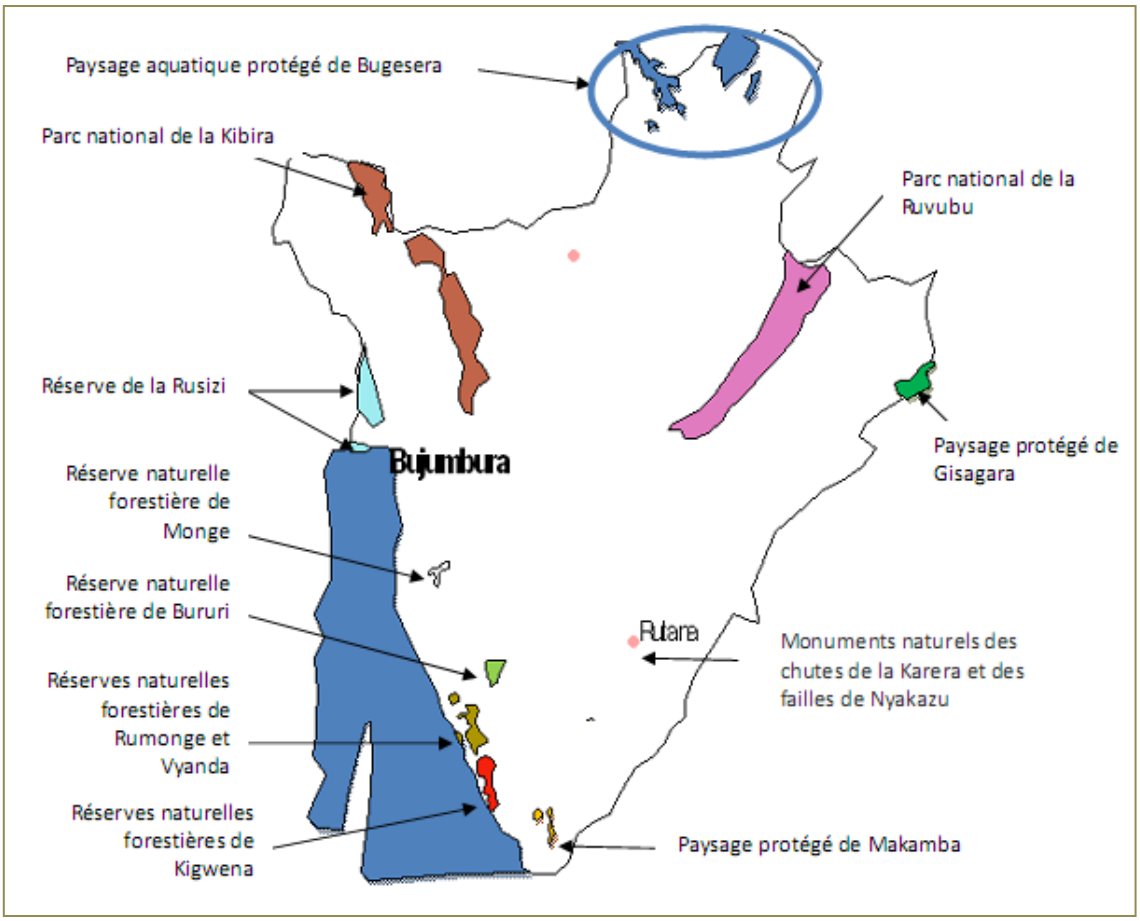


Figure 1 : Carte des aires protégées du Burundi Source : UICN, 2011

Comme on le constate à la Figure 2, l'évolution numérique des aires protégées suit un modèle de régression de type puissance d'équation $y = 0{,}9908x^{1{,}2716}$ et de coefficient de corrélation $R^2 = 0{,}95$ qui montre l'impact positif de la volonté politique affirmée à partir de 1980.

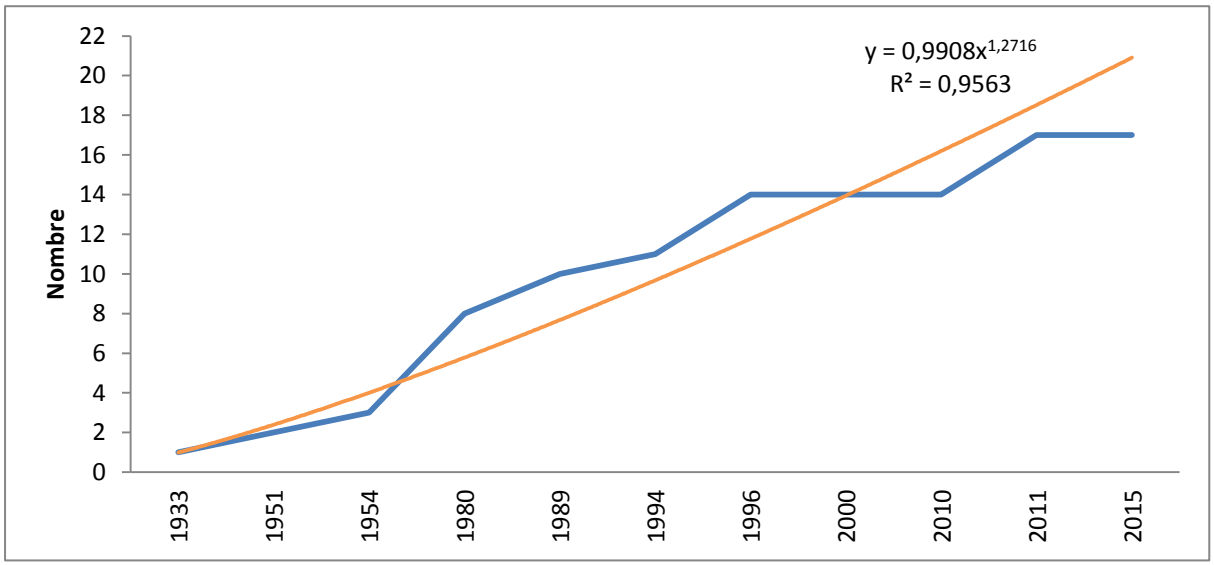


Figure 2: Evolution numérique des aires protégées du Burundi de 1933 à 2015

En termes de typologie dans la chronologie de création des aires protégées, on assiste d'abord à la création des Réserves Naturelles Forestières avant 1980; soit la RNF de la Kibira (1933), la RNF de Bururi (1951) et la RNF de Kigwena (1954). En 1980, ce sont les Parcs nationaux (Kibira, Ruvubu, Rusizi) et les Monuments naturels de l'Est (Chutes de la Karera, Faille des Allemands de Nyakazu) qui sont ensuite créés. Suivront les nouvelles Réserves naturelles du lac Rwihinda (1989), de Monge (1989) et de Rumonge-Vyanda (1986).

Durant la décennie 1990, ce sont les Paysages Protégés de Gisagara (1994), de Mukungu-Rukambasi (1996), de Mabanda-Nyanza-Lac (1996) et de Kinoso (1996) qui seront à leur tour créés (Nindorera et al, 2000). Enfin, pour compléter le tableau, les aires protégées concédées à des privés (Arboretum de Bujumbura) et communautaires (Arboretum de Butaganzwa, Forêt sacrée de Mpotsa) seront reconnues en 2011 comme faisant partie intégrante du réseau national d'aires protégées (Tableau I, Figure 3).

Les aires protégées sont pluri-écosystémiques même si les superficies actuelles des grands écosystèmes montrent que plusieurs d'entre eux comme les marais d'altitude, les marais à papyrus, les milieux aquatiques, les écosystèmes de montagne et les forêts claires sont absents ou faiblement représentés dans le réseau (MINATE, 1997 ; UICN, 2011 ; INECN, 2012). Elles ont l'inconvénient majeur d'être trop nombreuses pour les dimensions et les ressources du pays, d'avoir de faibles superficies qui les rendent physiquement vulnérables et d'être trop dispersées pour constituer un réseau véritablement connectif (Bonnin, 2008).

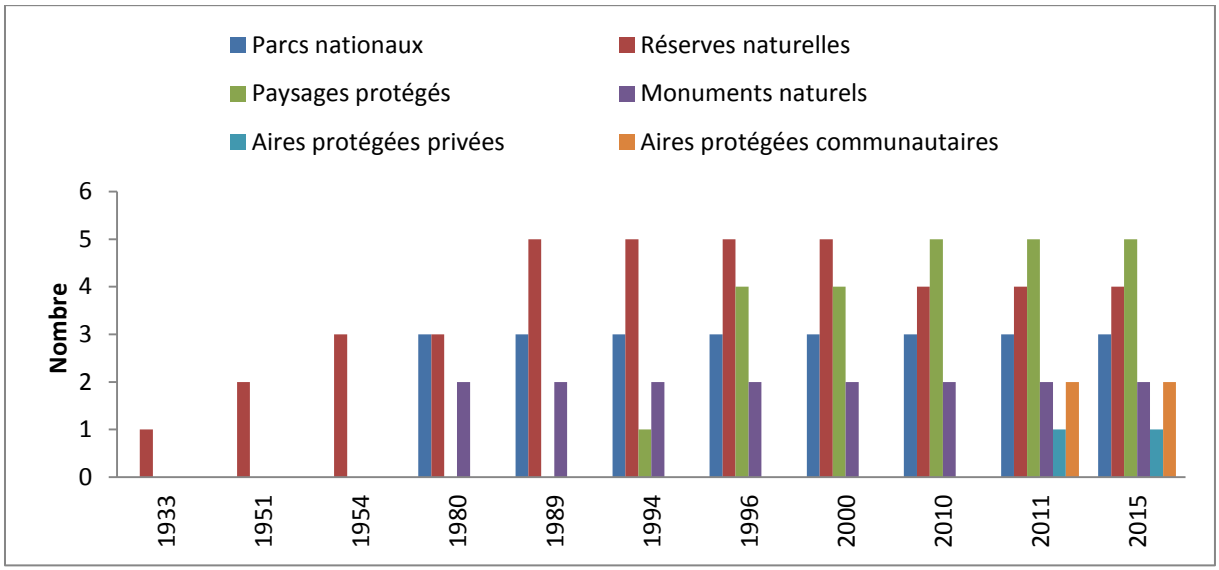


Figure 3: Evolution des catégories de gestion des aires protégées du Burundi

La superficie des aires protégées est passée de 40 000 ha à la création de la Réserve forestière de la Kibira en 1933 à 145 561 ha en 2011 (Tableau I, Figure 4), avec la reconnaissance légale d'anciennes aires protégées de fait et d'aires protégées à statuts privé et communautaire qui a suivi les régularisations du décret n°100/007 du 25 janvier 2000.Ces aires protégées sont les Failles des Allemands de Nyakazu, les Chutes de la Karera, le Paysage Aquatique Protégé du Nord, le Parc national de la Ruvubu et le Paysage Protégé de Gisagara pour les aires protégées publiques et la Forêt de Mpotsa pour les aires protégées communautaires.

Depuis la création des dernières aires protégées publiques en 1996, l'évolution des superficies du réseau national d'aires protégées résulte des changements de statuts et d'étendues du Parc national de la Rusizi (Wakana et al, 1996 ; Nindorera et al, 2000) et de l'élargissement de la Réserve naturelle gérée du Lac Rwihinda à l'ensemble des lacs du Nord pour former le Paysage Aquatique Protégé du Bugesera, en passant de 625 ha à 16 010 ha (Tableau I).

La superficie cumulée des aires protégées obéit à un modèle de régression de type logarithmique d'équation $y = 53045\ln(x) + 22371$ et de coefficient de corrélation $R^2 = 0{,}86$ (Figure 4). L'analyse combinée des Figures 3 et 4 montre que la superficie cumulée des aires protégées évolue moins vite que leur nombre (Tableau I). La faible taille des aires protégées constitue un handicap majeur pour la protection d'étendues suffisantes d'écosystèmes véritablement représentatifs et viables, surtout dans le contexte des fortes pressions d'exploitation anthropiques que connaît le Burundi (UICN, 2011).

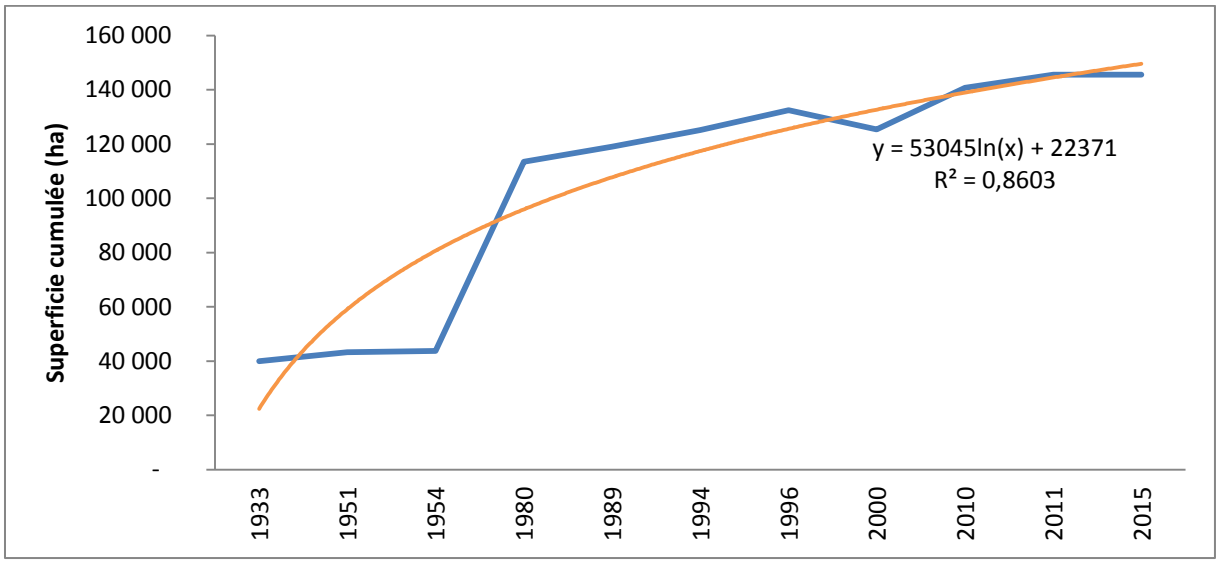


Figure 4: Evolution de la superficie des aires protégées du Burundi de 1933 à 2015

En termes de taux de couverture nationale des aires protégées, on est passé de 1,4% en 1933à 4,1% en 1980, puis à 5,2% en 2011, toutes catégories d'aires protégées confondues. Le taux actuellement réalisé est sensiblement inférieur au taux moyen de couverture des aires protégées d'Afrique centrale qui atteint 7 à 8% (Guéneau et al, 2004). Il est davantage faible si on le compare aux taux des pays comme la République Centrafricaine (28%), le Cameroun (22%), la Guinée Equatoriale (21%), la R.D Congo (11%), le Congo (10%), le Gabon (9%), le Rwanda (8,6%) et le Sénégal (8%) (Rwanyiziri, 2009; Triplet, 2009; Ndemanou, 2012).

Contrairement au Rwanda voisin où les aires protégées ont perdu plus de 50% de leurs superficies originelles depuis 1950, du fait des déclassements destinés à l'installation des populations sans terres (Rwanyiziri, 2009), le Burundi a plutôt continué à multiplier les aires protégées depuis 1980, en dépit de fortes demandes en terres et des tensions foncières aigues.

En rapport avec les objectifs d'Aichi et son plan stratégique de référence pour la diversité biologique pour la période 2011-2020 (CDB, 2010; CBD, 2011) qui fixent à 17% les ambitions de couverture nationale des Etats parties en Aires Terrestres Protégées et à 10% celles des Aires Marines Protégées, le Burundi est bien loin du compte, très loin même, devrait-on dire. L'engagement du gouvernement à porter la couverture nationale des Aires Terrestres Protégées de 5,2% à 15 % dont 3% en connectivité, entre 2012 et 2016 (INECN, 2012) est tout simplement resté lettre morte car irréaliste et irréalisable, si l'on connaît la saturation démographique du territoire et les tensions foncières qui frappent le pays.

Les besoins de production d'une famille de 5 personnes en moyenne n'étant couverts que par 0,5 ha de terres arables ; soit 0,1 ha par habitant (Deshaies et al, 2013; Macumi, 2014), la rareté et l'exigüité actuelles des terres font de la mise en défens de nouveaux espaces une opération hypothétique et improbable. La récente tentative avortée de création du Paysage Protégé du Nord Est du Lac Tanganyika illustre suffisamment cette difficulté (OBPE, 2012).

Le pays gagnerait à améliorer davantage la gestion de l'existant qui est déjà fortement menacé avant d'envisager d'éventuelles extensions du réseau d'aires protégées qui sont difficilement réalisables, faute d'espaces et de moyens d'intervention. Aussi, faut-il noter que le pays ne possède aucune Aire Marine Protégée (AMP) déclarée à ce jour même si le Paysage Aquatique Protégé du Nord et le Parc national de la Rusizi, qui représentent 18,3% des surfaces protégées du pays et 0,95% du territoire national, méritent pleinement ce statut.

2.2.1.3. Une législation à marche forcée, des modes de gestion anachroniques

Comme nous l'avons déjà souligné, la loi n°1/6 du 3 mars 1980 portant « création des parcs nationaux et des réserves naturelles » du Burundi est un texte général sans spécifications particulières qui ne fixe ni le nombre, ni les emplacements, ni les objectifs de gestion ni les limites des aires protégées qu'il ne crée en réalité que sur papier, comme c'est souvent le cas en Afrique centrale (Binot, 2010). En revanche, elle balaye les droits d'usage coutumier et consacre beaucoup d'interdictions, comme la concession et la cession des périmètres protégés, sauf sur dérogation spéciale du conservateur (Nindorera et al, 2008; Nzigidahera, 2008). La même loi stipule que les sites choisis pour constituer les parcs et réserves seront déterminés par des décrets de délimitation qui indiqueront également les régimes de conservation.

Dans les faits, le premier décret du genre ne verra le jour qu'en 2000 ; soit 20 ans plus tard, en ce qui concerne 5 aires protégées uniquement, à savoir : (1) le Parc national de la Kibira, (2) la Réserve naturelle forestière de Bururi, (3) la Réserve naturelle forestière de Kigwena, (4) la Réserve naturelle forestière de Rumonge-Vyanda et (5) la Réserve naturelle de la Rusizi. L'absence de limites légales, d'objectifs et de plans de gestion ont longtemps constitué un handicap majeur pour la gestion des aires protégées établies arbitrairement et vaguement et la collaboration avec les administrations locales et les populations périphériques.

Ces lacunes législatives, réglementaires et techniques ont stimulé une multiplication et une intensification des conflits périphériques, particulièrement avec la guerre civile de 1993 et l'érosion de l'autorité de l'Etat qui s'en est suivie (PNUD, 1996; Nindorera et al, 2000; Nzigidahera, 2003; UICN, 2011). Les aires protégées du Burundi sont caractérisées par une mauvaise gouvernance structurelle qui est à l'origine d'une dégradation importante de la biodiversité (UICN, 2011; INECN, 2012). Cette gouvernance est essentiellement marquée par une faible application de la loi, de faibles capacités institutionnelles, humaines, matérielles et financières, l'accaparement des terres par certaines autorités politiques et la précarité socio-économique des populations autochtones ou périphériques (UICN, 2011 ; INECN, 2012).

Le dirigisme coercitif et policier des méthodes de gestion et l'absence de mise en valeur des zones tampon à caractère social et économique, là où elles existent, renforcent les frustrations, les conflits et les pressions d'exploitation frauduleuse qui dégradent les aires protégées (INECN, 2008). Dans les rares aires protégées où les associations communautaires de gestion des ressources naturelles existent, elles s'avèrent opportunistes par rapport aux financements et ne concluent pas toujours des memoranda d'entente avec le conservateur (INECN, 2008).

Actuellement, le gestionnaire national des aires protégées du Burundi les répartit entre 5des 7 catégories de gestion définies et décrites précédemment (UICN, 1994, 2008), à savoir : les catégories de gestion Ib, II, III, IV et V (Tableau I). Les catégories de gestion Ia et VI ainsi que les dénominations particulières de l'UNESCO qui sont calquables à n'importe quelle catégorie (Héritier, 2007), sont inexistantes au Burundi (INECN, 2008, 2012).

Selon les données du WDPA (www.protectedplanet.net consulté le 21/12/2014), la catégorie de gestion I est inapplicable au Burundi. Seules les catégories II, III, IV et V sont représentées dans le réseau national. En réalité, toutes les aires protégées formellement renseignées dans les catégories II, III et IV connaissent progressivement des activités qui se rapportent plutôt à la catégorie VI, notamment pour atténuer les pressions périphériques. On observe donc des discordances parfois criantes entre les catégories de classement et les modes réels de gestion qui devraient en principe commander une révision des catégories si on ne peut modifier les modes de gestion ou des modes de gestion si on tient aux catégories souhaitées, conformément aux lignes directrices internationales (Dudley, 2008; UICN, 2008).

En nombre, les aires protégées à protection stricte (catégories I à III), à savoir les parcs nationaux, les réserves naturelles et les monuments naturels représentent respectivement 18%, 23% et 12%; soit 53 % du total contre 47 % pour les aires protégées à protection restreinte ou modérée par certaines exploitations de ressources, à savoir les paysages protégés (29%), les aires protégées communautaires (12%) et les aires protégées privées (6%) (Tableau I).

En superficie, les aires protégées à protection stricte représentent 80% de la couverture nationale contre 20% pour celles qui connaissent un régime de protection douce. Les parcs nationaux représentent à eux seuls 69% de la superficie nationale protégée, les paysages protégés 20% et les Réserves naturelles 10%. En comparaison avec les trois parcs nationaux du Rwanda qui dépassent chacun 100 000 ha (Rwanyiziri, 2009), les parcs nationaux du Burundi accusent de faibles étendues puisque le plus grand d'entre eux, à savoir le Parc national de la Ruvubu, ne couvre que 50 800 ha (Tableau I). Aussi, se caractérisent-ils par des formes considérablement allongées qui augmentent la vulnérabilité sur toutes leurs longueurs, du fait de faibles largeurs qui n'atteignent pas parfois 10 km (Figure 1).

En matière de gouvernance, les aires protégées du Burundi ont toujours été considérées et gérées comme des aires protégées étatiques de type A (Dudley, 2008), depuis la création de la Réserve naturelle forestière de la Kibira en 1933 jusqu'à la promulgation de la nouvelle loi n°1/10 du 30 mai 2011 portant « création et gestion des aires protégées du Burundi ».

Cette loi a introduit des innovations importantes dans la gouvernance des aires protégées par rapport au décret n°1/6 du 3 mars 1980. Elle institue notamment tous les catégories et modes de gestion des aires protégées (UICN, 1994, 2008; Dudley, 2008), même si la réforme n'a pas été précédée par des études préalables. Outre qu'elle reconnaît les aires protégées à gouvernance privée (Type C) et communautaire (Type D), elle a transformé l'ensemble des aires protégées étatiques en aires protégées à régime de cogestion (Type B) et fait disparaître du même coup, les aires protégées étatiques (Type A) (Dudley, 2008; INECN, 2012).

Les grandes innovations apportées par la loi portent en l'occurrence sur l'exigence d'outils concertés de planification, de gestion et de suivi-évaluation, l'aménagement et la gestion des zones tampon pour une protection supplémentaire, la gestion planifiée et rationnelle des ressources naturelles, les alternatives et les ressources de substitution aux ressources menacées, les mécanismes d'incitation, d'implication et de participation des populations périphériques, la réinjection des recettes d'exploitation dans l'autofinancement et le développement périphérique et la mobilisation de financements mixtes et durables.

Dans le cadre de cette loi, on voit bien que l'Etat garde toujours une place prépondérante dans le partenariat dans la mesure où il concentre la propriété et la responsabilité de gestion des aires protégées en cogestion (UICN-PACO, 2012). Les populations ne sont que des auxiliaires ou des relais de la conservation qui servent à diffuser et à faire passer les décisions de gestion, sans avoir la moindre prérogative (Laslaz, 2010). Bien plus, la loi ne fait qu'énoncer de bons principes qui rentrent dans la rhétorique classique de la conservation en Afrique où les Etats manquent souvent les moyens de leurs politiques (Binot, 2010). Depuis 2011, en effet, les dispositions innovantes de cette loi ne sont toujours pas appliquées au Parc national de la Rusizi qui intéresse ce travail, pas plus qu'ailleurs d'ailleurs.

2.2.1.4. Des sous-financements récurrents, une dépendance financière forte

Au Burundi, le domaine de la conservation de la nature est l'un des parents pauvres de l'économie nationale. Il se caractérise par un sous-investissement récurrent, dans un contexte de pressions anthropiques variées et croissantes à l'intérieur et autour des aires protégées. Selon la loi, le financement de la conservation provient de cinq sources principales, à savoir : (1) les subventions annuelles de l'Etat, (2) les revenus d'exploitation du patrimoine de l'autorité nationale en charge de la conservation (3) les contributions de pays et d'organisations étrangers, (4) les dons et legs des particuliers et (5) les emprunts.

En ce qui concerne les subsides de l'Etat, les coupes budgétaires de ces dernières années ont développé chez le gestionnaire la tendance à l'autofinancement par l'intensification de l'exploitation des ressources naturelles qui contribue significativement à la dégradation des aires protégées. Le plus souvent, les financements extérieurs couvrent principalement les activités les plus importantes de recherche, d'aménagement et de gestion des aires protégées qui sont généralement exécutées dans le cadre de projets spécifiques à durée limitée.

Quant aux revenus d'exploitation des aires protégées, la loi prévoit l'exonération des recettes d'exploitation de toute imposition pour assurer leur autofinancement durable. Ainsi, le conservateur national jouit d'une autonomie stricte à la fois dans la fixation des tarifs touristiques et des taxes d'exploitation des ressources naturelles et dans la gestion des recettes issues de l'exploitation des aires protégées.

Dans les faits donc, les recettes des aires protégées sont reversées à l'administration centrale qui les gère dans une sorte de péréquation verticale et horizontale, pour le fonctionnement général des services administratifs et des aires protégées qui génèrent des revenus sans avoir le droit de les utiliser directement elles-mêmes, au regard de la loi.

Au niveau des subsides ou des dotations de l'Etat allouées au fonctionnement des aires protégées de 1981 à 2015, la Figure 5 montre que les budgets annuels ordinaires et d'investissement diffèrent sensiblement entre eux et changent considérablement d'une décennie à la suivante; la décennie 1991-2000 ayant connu les budgets les plus bas.

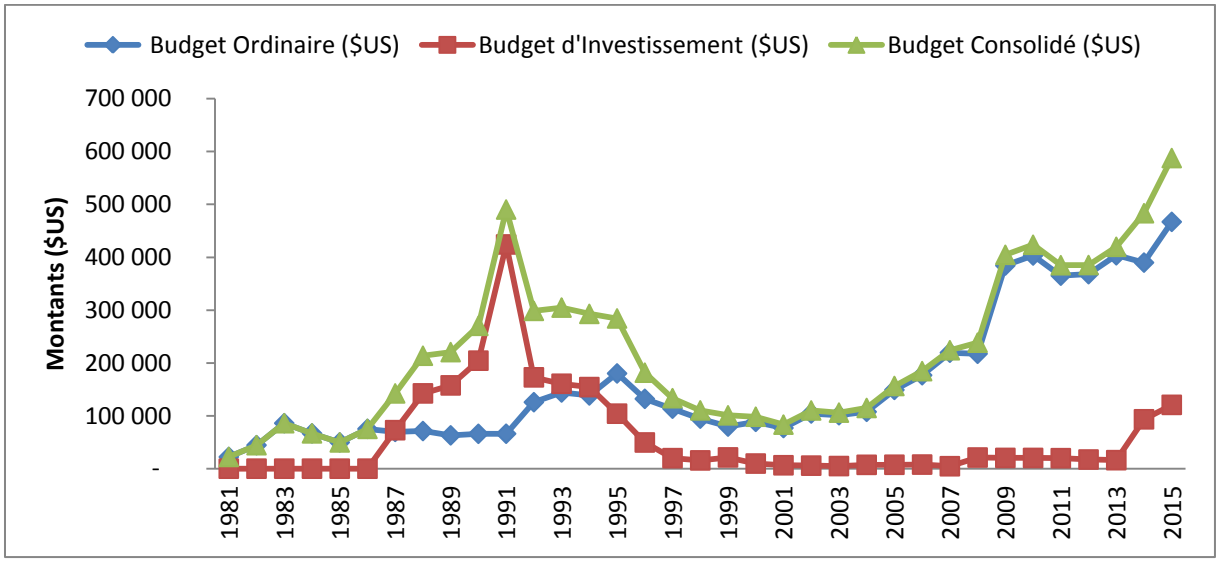


Figure 5: Evolution des budgets de la conservation au Burundi de 1981 à 2015

Source de données : OBPE (2015)

L'analyse détaillée de l'évolution des financements publics dans la conservation fait effectivement ressortir des différences nettement marquées entre les décennies 1981-1990, 1991-2000, 2001-2010 et 2011-2020 qui se justifient par des circonstances politiques et économiques précises (Figures 6, 7). Excepté la première moitié de la décennie 2001-2010 dont les budgets sont inférieurs à ceux des 5 premières années de la décennie 1991-2000, les budgets ordinaires annuels décennaux augmentent d'une décennie à la suivante (Figure 6).

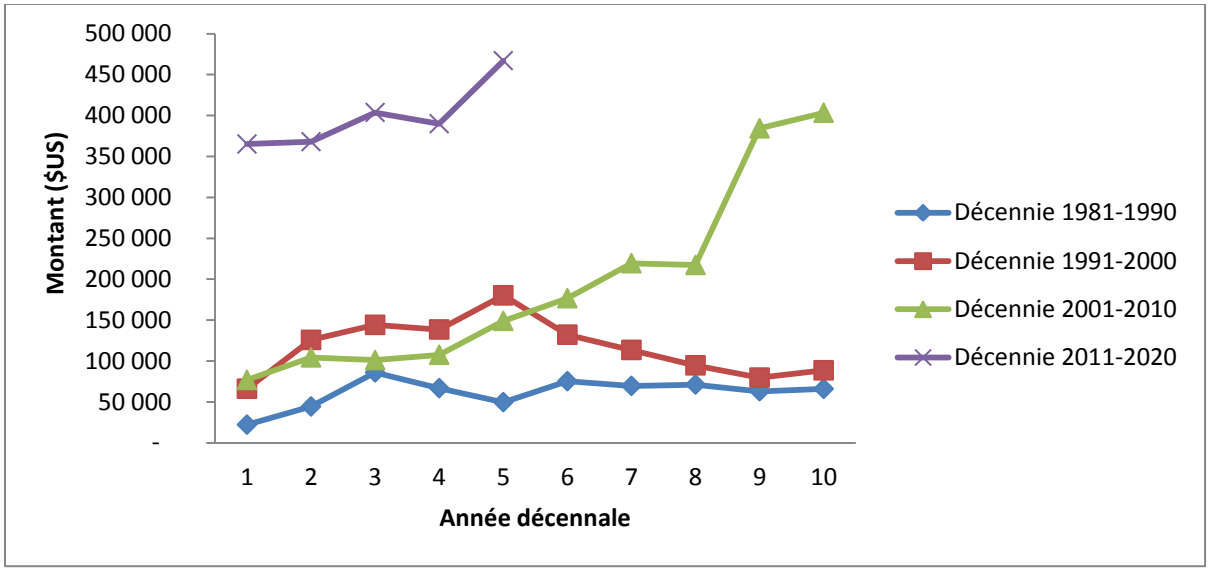


Figure 6 : Evolution des budgets ordinaires décennaux de 1981 à 2015

Source de données: OBPE (2015)

Les budgets de la décennie 1981-1990 ont été caractérisés par une alternance d'augmentations et de diminutions de courtes durées entre 1981 et 1986 et une quasi stabilisation de 1986 à 1990 ; avec une moyenne annuelle décennale de 61 444 $US. Les faibles niveaux de budgets et les variations de ceux-ci s'expliquent essentiellement par le nombre encore limité du personnel et des activités de terrain et les fluctuations du taux de change du dollar américain en franc burundais. La décennie a été surtout marquée par les restructurations administratives consécutives au transfert de tutelle de l'organisme de gestion des aires protégées.

La décennie 1991-2000 a connu une augmentation soutenue des budgets ordinaires au cours des 5 premières années qui a été suivie d'une diminution importante suite à la guerre civile de 1993 et à l'embargo économique imposé au Burundi entre 1996 et 1999. Ces évolutions politiques et économiques ont entraîné des coupes budgétaires drastiques dans la majorité des secteurs de la vie nationale dont celui de la conservation. Par rapport à la décennie 1981-1990 néanmoins, la moyenne décennale a presque doublé car elle atteint 116 337 $US.

La décennie 2001-2010 a été marquée par une augmentation continue et accentuée des budgets ordinaires, particulièrement depuis l'année 2005 où des recrutements intenses du personnel et une massification salariale ont été observés à la faveur des élections qui ont installé un nouveau pouvoir et entraîné des distributions d'emplois à caractère politique (Figure 9). Ici encore, la moyenne décennale a considérablement augmenté par rapport à la décennie précédente puisqu'elle atteint 194 044 $US ; soit un accroissement d'environ 70%.

Enfin, la décennie 2011-2020 affiche, à mi-parcours en 2015, la même tendance à l'augmentation des budgets ordinaires, essentiellement à cause de l'accroissement des salaires du personnel; la moyenne de la période ayant plus que doublé en comparaison avec la décennie précédente puisqu'elle plafonne désormais à 398754 $US (Figure 6).

A l'instar des budgets ordinaires de fonctionnement, les budgets extraordinaires d'investissement présentent également des disparités décennales, même si, dans l'ensemble, les niveaux d'investissement demeurent faibles, comme le montre la Figure 7.

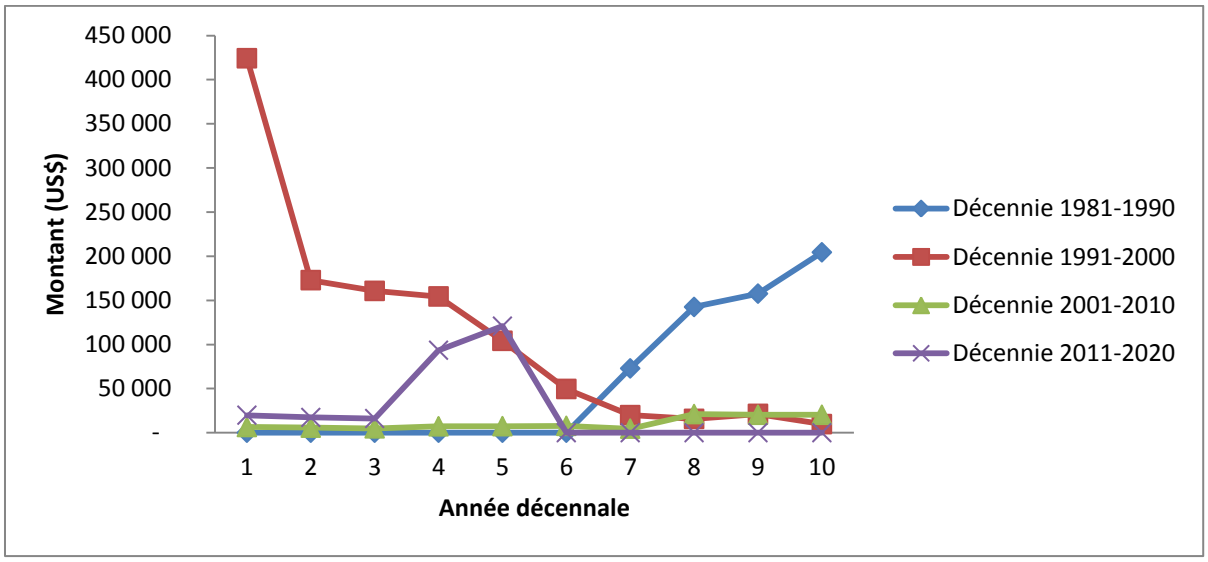


Figure 7: Evolution des budgets d'investissement décennaux de 1981 à 2015

Source de données: OBPE (2015)

On passe des investissements constamment croissants au cours de la deuxième moitié de la décennie 1981-1990 à une chute progressive et drastique des investissements dès le début de la décennie 1991-2000. Au cours de la décennie 1981-1990, la structuration technico-administrative de l'INCN et de l'INECN et la mise en place des services opérationnels de terrain se sont accompagnées d'un accroissement des budgets d'investissement.

A cause de la guerre civile de 1993, la décennie 1991-2000 a en revanche connu un gel important des investissements nationaux qui a été compensé par l'exécution des projets préparés au cours de la décennie d'avant. Durant la décennie 2001-2010, l'investissement national a été timidement relancé vers la fin, tout en restant à des niveaux trop faibles.

La première moitié de la décennie 2011-2020 enregistre une reprise timide et éphémère des investissements qui a été freinée par la crise sociopolitique déclenchée en avril 2015. Les moyennes annuelles décennales des budgets d'investissement atteignent respectivement 57 723 $US, 113 219 $US, 10 595 $US et 53 478 $US pour les décennies 1981-1990, 1991-2000, 2001-2010 et la première moitié de la décennie 2011-2020 (Figure 7).

Comme l'ont montré plusieurs études (James, 1999; Hugh, 2000; Mengue, 2002 Dumoulin, 2005), de telles coupes budgétaires sont communes aux aires protégées des pays en développement, particulièrement en périodes de crise; c'est-à-dire au moment où précisément, celles-ci affrontent les assauts destructeurs généralisés les plus importants (Boonkind et al, 1991 ; Besong et al, 1992). Tout un paradoxe pour la conservation en Afrique et au Burundi.

En termes de budgets consolidés, le budget de la conservation est passé de 22 222 $US en 1981 à 587 717 $US en 2015, avec une moyenne annuelle de 222 708 $US (Figure 5). En 1990, il ne dépassait guère 270 356 $US contre 4,7 millions $US pour l'ORTPN au Rwanda, pour un contexte sociopolitique et économique comparable et 18,2 millions $US pour le Kenya Wildlife Service (WCMC, 1992). Ces chiffres montrent à quel point le secteur de la conservation est peu considéré et sous-financé au Burundi.

Dans le cadre des apports extérieurs, beaucoup de projets d'aménagement et de gestion des aires protégées ont été financés par les bailleurs de fonds bilatéraux et multilatéraux et exécutés entre 1980 et 2000 pour des enveloppes de 7 873 000 $US et de 14 144 923 $US, respectivement pour les décennies 1981-1990 et 1991-2000; soit une enveloppe globale de 22 017 923 $US et une moyenne annuelle de 1 100 896 $US qui reste très faible comparée aux investissements réalisés dans les autres pays de la région (WCMC, 1992; UICN, 1999).

2.2.1.5. L'écotourisme : des contre-performances structurelles, une exception régionale.

Au Burundi, l'activité touristique dans les aires protégées n'a véritablement commencé qu'en 1988. Avec le déclenchement de la guerre civile en 1993 et l'insécurité qui a prévalu dans les aires protégées, du fait notamment de la présence des bandes armées, le mouvement touristique a fortement reculé avant de disparaître dans beaucoup d'aires protégées.

En effet, l'analyse de la fréquentation touristique des aires protégées entre 1988 et 2000 montre un essor important de 1990 à 1993 qui a été suivi d'une chute continue des effectifs de touristes qui ne s'est plus jamais inversée; les années 1992 et 1993 ayant été les plus touristiques avec respectivement 10 611 et 9 483 touristes (Figure 8) et des recettes touristiques totales plutôt dérisoires de 18 711 $US en 1992 et 14 346 $US en 1993.

La Figure 8 montre que le Parc de la Rusizi, le Parc de la Kibira et les Monuments naturels de l'Est totalisent 92% des effectifs touristiques, respectivement avec 56%, 25% et 11% des fréquentations. Elle indique qu'à partir de 1995, seul le Parc de la Rusizi connaît encore, dans le bilan général dressé en 2000, un certain niveau de tourisme. Dans une faible mesure, les Monuments naturels de l'Est, à savoir les Chutes de la Karera, sont encore ponctuellement visités. Les Parcs de la Rusizi et de la Kibira possèdent en réalité l'avantage de la grande proximité de la ville de Bujumbura d'où partent la quasi-totalité des touristes, au-delà de leurs atouts touristiques qui sont indiscutablement remarquables (Figure 1).

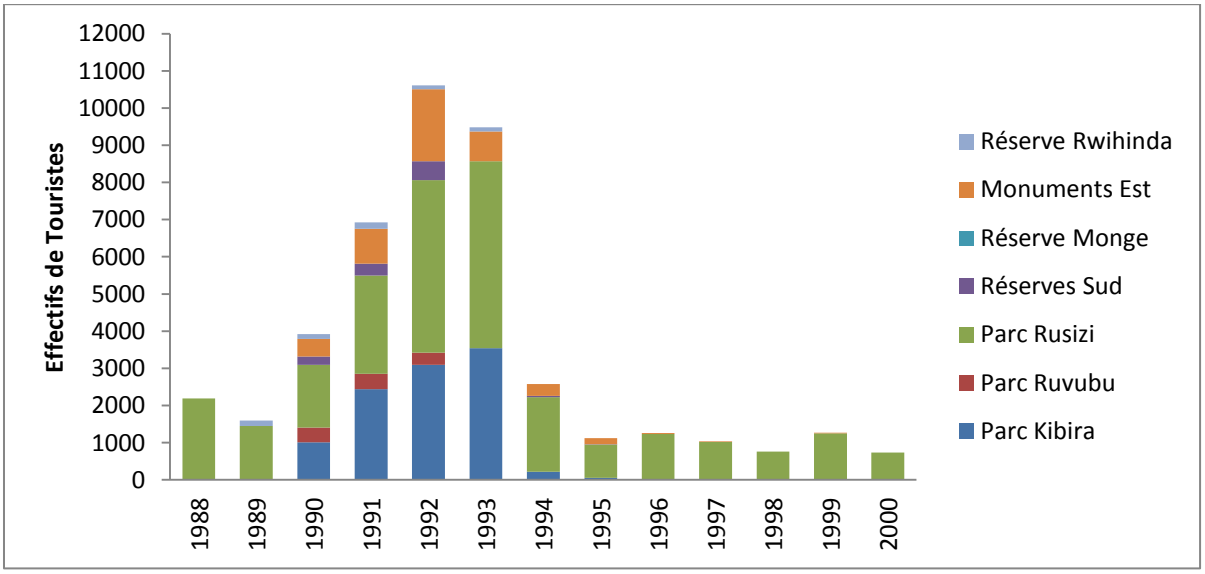


Figure 8: Evolution de la fréquentation touristique des aires protégées du Burundi

Source des données: INECN (2000)

Depuis l'année 2000, la quasi-totalité des rares touristes qui se rendent encore dans les aires protégées du Burundi ont comme destination le Parc de la Rusizi qui est l'aire protégée la plus proche de la ville de Bujumbura, l'une des plus sûres et la moins chère en coûts. Contrairement aux grands pays touristiques du continent et aux pays de la région est-africaine, le pays ne dispose pas encore de stratégie nationale claire, cohérente et offensive de promotion touristique des aires protégées qui intègre divers services comme le marketing, l'hôtellerie, les agences de voyage, la vente d'objets souvenirs et le suivi de la clientèle.

Alors que le secteur du tourisme est administrativement géré par l'Office National du Tourisme (ONT), le tourisme dans les aires protégées l'est par l'Office Burundais pour la Protection de l'Environnement qui en fixe les tarifs et en gère les recettes. Dans la pratique, ces structures étatiques entretiennent des conflits d'intérêts et de compétences qui sont à l'origine de nombreux chevauchements et d'importants manques à gagner financiers liés aux visites touristiques non payantes souvent organisées par l'ONT dans certaines aires protégées, en faveur de personnalités étrangères venues en mission de travail au Burundi.

Bien plus, chacune des aires protégées apprécie et fixe les tarifs touristiques à volonté, en dehors de toute planification harmonisée, alors que la loi n°100/007 du 25 janvier 2000, qui constitue la première référence légale en matière de tourisme dans les aires protégées du Burundi, précise que toute visite dans les aires protégées est subordonnée au payement préalable d'une taxe d'entrée dont le montant est fixé par le conservateur (UICN, 2011).

Dans le cas du Rwanda par exemple, l'ORTPN, qui concentre de façon volontariste son action sur 3 grands parcs nationaux (Virunga, Akagera, Nyungwe) et non sur de nombreuses petites aires protégées vulnérables et peu rentables comme au Burundi, a adopté une ligne stratégique et opérationnelle efficace qui intègre les secteurs de la conservation et du tourisme au sein de l'Agence de Développement du Rwanda(RDB) ; ce qui a fait de l'écotourisme un des grands moteurs de l'économie nationale, sinon le premier (Rwanyiziri, 2009; Doumenge et al, 2015).

Les 3 parcs nationaux à gestion étatique, qui couvrent 235 400 ha contre 145 500 ha pour les 14 aires protégées du Burundi en cogestion (Tableau I), intéressent plus les partenaires extérieurs et les touristes de par la pertinence de leur étendue et de leurs richesses, notamment en grands mammifères et en paysages (Rwanyiziri, 2009). L'activité, les tarifs et les recettes touristiques n'y ont cessé d'augmenter, en particulier au Parc des Virunga où le tourisme aux gorilles de montagne représente plus de 80 % des recettes de l'ORTPN (Rwanyiziri, 2009).

En comparaison avec les pays de l'Afrique centrale, orientale et australe, le Burundi pèse peu en matière d'écotourisme. L'effectif annuel moyen de 4130 touristes enregistré durant la meilleure décennie touristique du pays (1990-2000) est largement insignifiant face aux chiffres rapportés dans les pays comme l'Afrique du Sud, le Zimbabwe, le Kenya, l'Ouganda, la Namibie, la Tanzanie, la Zambie et le Rwanda dont les effectifs annuels moyens ont dépassé ou approché un million de touristes durant la période 2011-2013 (Source : http://donnees.banquemondiale.org/indicateur/ST.INT.ARVL) (Consulté le 4/3/2016).

Les performances touristiques actuelles du Rwanda, pays aux dimensions, aux ressources naturelles et à la démographie comparables à celles du Burundi, sont suffisamment éloquentes pour montrer l'impact de la stabilité politique, des politiques publiques, de la planification stratégique et des investissements dans la conservation sur l'efficience touristique. En l'espace d'une décennie, ce pays est parvenu à se hisser au rang des grandes nations touristiques d'Afrique de l'Est et du continent africain.

2.2.1.6. La gestion participative: un slogan politique, une législation biaisée et stérile.

Dans les aires protégées du Burundi, l'utilisation des ressources naturelles, y compris l'exercice des droits d'usage traditionnels, a été interdite par la loi n° 1/6 du 3 mars 1980 qui reconnaissait cependant au conservateur national la compétence exclusive de délivrer des autorisations d'exploitations (Wakana et al, 1996; Nindorera et al, 2000; Nzigidahera, 2003). Cette loi interdisait également les installations humaines à moins d'1 km des limites pour l'aménagement des zones tampon qui n'ont jamais joué leurs fonctions socio-économiques compensatoires des privations imposées parce qu'inexistantes en réalité ou gérées comme des extensions d'aires protégées spécifiques, dans les faits.

La volonté d'assurer l'amélioration des conditions de vie des populations périphériques, tout en respectant l'équilibre des écosystèmes n'a été ouvertement exprimée pour la toute première fois que dans le décret n° 100/007 du 25 janvier 2000 portant « délimitation d'un Parc national et de quatre Réserves naturelles », sans que des textes d'accompagnement précisant les conditions et les modalités pratiques d'accès aux ressources ne soient édictés.

Malgré tout, les activités d'exploitation des ressources naturelles initiées unilatéralement par l'INECN dans les aires protégées au cours des années 1990, notamment au Parc national de la Rusizi, étaient parfaitement légales eu égard à la loi n°1/6 du 3 mars 1980 même si elles ne rentraient pas dans le cadre de la gestion participative telle que consacrée légalement et explicitement par le décret-loi n°100/007 du 25 janvier 2000 et renforcée par la loi n°1/10 du 30 mai 2011 qui introduit des clauses largement favorables aux populations locales.

Selon la loi régissant les aires protégées au Burundi, les recettes générées par l'exploitation des ressources doivent être réinvesties dans le secteur de la conservation. Mais, dans les faits, elles sont utilisées dans le fonctionnement de l'organisme de conservation étant donné que les dotations de l'Etat couvrent principalement les salaires du personnel.

La gestion fortement centralisée des recettes et des dépenses prévue par les statuts de l'OBPE ne favorise guère les initiatives génératrices de revenus et l'autofinancement des aires protégées.Par ailleurs, les faibles niveaux de recettes touristiques et d'exploitation des ressources limitent les possibilités d'autofinancement et plongent la majorité des aires protégées dans un état de précarité financière prononcé face aux défis croissants de gestion.

Les aires protégées constituent un gouffre financier qui rapporte peu au pays et aux populations périphériques, sur fond de fortes dégradations de la biodiversité. Avec des dépenses estimées à 587 717 $US en 2015 et des recettes touristiques annuelles qui atteignent à peine 20 000 $US pour la meilleure année touristique de son histoire, le pays ne connaît pas de retombées économiques significatives de l'écotourisme (UICN, 2011). Les seuls bénéfices perçus par les populations périphériques se résument à quelques emplois locaux, aux prélèvements de certains produits forestiers non ligneux et à quelques activités génératrices de revenus conciliables avec les objectifs de conservation (UICN, 2011).

Outre que les recettes touristiques sont faibles et irrégulières, elles sont totalement consommées par l'administration centrale des aires protégées. Dans les aires protégées qui enregistrent encore un certain niveau de tourisme, à l'image du Parc national de la Rusizi qui fait l'objet de la présente thèse, l'unique profit tiré de l'activité par les populations locales se ramène aux revenus de vente de quelques produits artisanaux.

Dans les activités actuelles de gestion participative, le conservateur reste souverain dans l'identification des ressources exploitables, le choix des bénéficiaires des exploitations et la délivrance des autorisations. Les dispositions pertinentes de la loi n°1/10 du 30 mai 2011 qui consacrent la cogestion et instituent la concertation entre les populations et le gestionnaire dans le choix des activités de gestion participative et des alternatives ne sont pas encore appliquées. Le conservateur continue ainsi à occuper une position privilégiée qui prolonge et perpétue en réalité l'autorité sans partage de l'Etat central fondée sur la loi n°1/6 du 3 mars 1980. Sous sa forme actuelle, la gestion participative cherche davantage à faire participer la population périphérique à la protection de l'aire protégée, « contre elle-même »; en réalité.

2.2.1.7. Une bureaucratie pléthorique, des aires protégées en mal de personnel.

Depuis sa création en 1980, l'INCN, qui est devenu l'INECN en 1989 puis l'OBPE en 2014, a connu une augmentation pléthorique du personnel qui grève lourdement son budget et hypothèque l'investissement dans la conservation. L'accroissement des effectifs du personnel s'est accéléré au cours des périodes 1980 à 1993, 2002 à 2010 et 2013 à 2015 ; à cause du démarrage effectif et de l'affermissement des activités de terrain, de la reprise significative des actions de conservation à la faveur de la transition post-conflit de 2001, des recrutements partisans liés aux élections de 2005 et de la réforme de l'INECN en OBPE (Figure 9).

De 1994 à 2000, on observe une légère diminution du personnel qui s'est vite stabilisé suite aux décès et aux abandons liés à la guerre civile de 1993 et aux gels des recrutements dictés par les contraintes financières. Le bond spectaculaire du personnel de l'OBPE en 2015, qui sonne comme une sorte d'artefact dans son évolution, résulte en réalité de l'intégration d'un certain nombre de services de l'administration centrale du Ministère de l'Environnement en son sein, en plus du personnel contractuel de l'INECN qui lui a donné naissance (Figure 9).

Ces évolutions générales mettent en évidence les lacunes de la politique de recrutement et de gestion administrative du personnel qui ont déjà été relevées par différentes études (Lauginie, 2007 ; UICN, 2011). L'on notera cependant que la transformation de l'INECN en OBPE a remédié aux dichotomies fonctionnelles par la fusion de certains services techniques et le redéploiement du personnel en faveur du terrain, avec la création des agences provinciales.

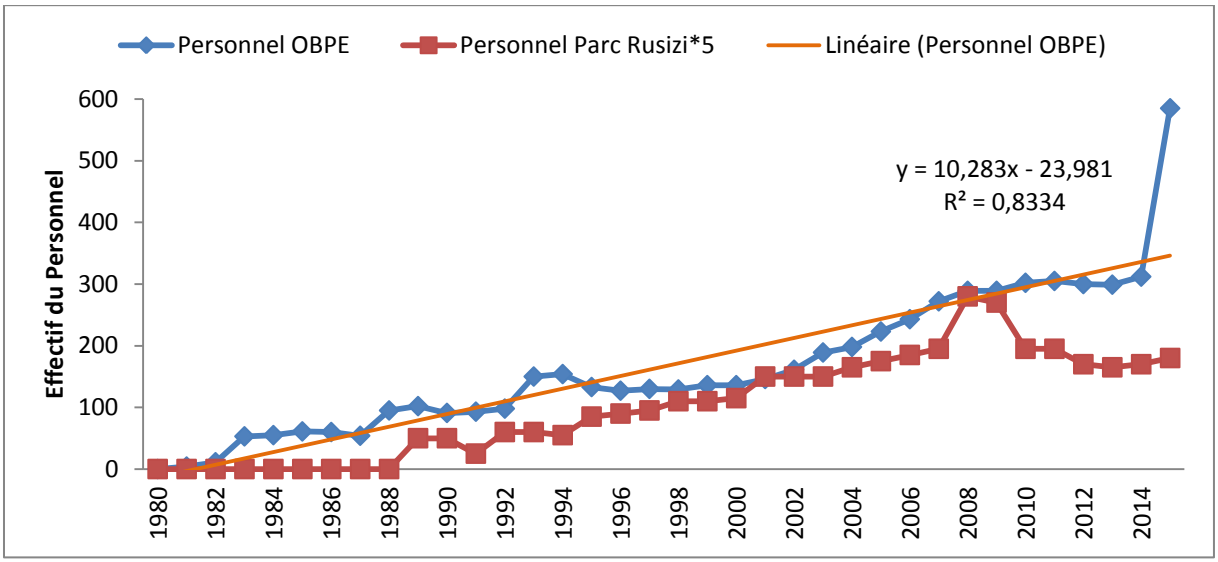


Figure 9: Evolution des personnels de l'OBPE et du Parc de la Rusizi de 1980 à 2015

Source des données: OBPE (2015)

Les augmentations du personnel, qui se justifiaient au départ par les besoins croissants dans l'exécution des activités de terrain dans les aires protégées existantes ou créées depuis 1980, alimentent aujourd'hui la bureaucratie au détriment du personnel de terrain qui a fortement chuté depuis 1993 par décès, abandon ou mutation (MINATE, 1997). Cette situation a entraîné un relâchement de la surveillance et une occupation anarchique des aires protégées par les populations locales désormais peu inquiétées (PNUD, 1996; Nzigidahera, 2003).

Le déséquilibre numérique du personnel entre l'administration centrale et les aires protégées combine ses effets avec le très faible niveau de qualification du personnel de terrain pour réduire davantage l'efficacité de gestion des aires protégées qui sont continuellement en proie à d'immenses et intenses pressions d'exploitation (UICN, 2011).

De façon générale, le personnel du Parc de la Rusizi, qui fait l'objet de l'étude, a évolué comme celui de l'OBPE jusqu'en 2007, date à partir de laquelle les effectifs ont brusquement augmenté avant de chuter et de se stabiliser. En effet, à la clôture du Projet Transitoire de Réhabilitation Post-Conflit (PTRPC) qui avait recruté des unités pour les travaux de réhabilitation des infrastructures, une partie du personnel a été redéployée ailleurs (Figure 9).

2.2.1.8. Des indicateurs de gestion peu reluisants, une vulnérabilité au rendez-vous.

Dans le cadre de la présente recherche, nous avons défini et/ou appliqué un certain nombre d'indicateurs de gestion technico-financière pour évaluer les performances et l'efficacité de gestion des aires protégées du Burundi, en relation avec les besoins d'aménagement, de gestion et de développement périphérique. Il s'agit des indicateurs suivants : (1) ratio budget-personnel, (2) ratio budget-surface, (3) ratio infractions-surface ou «densité infractionnelle» (Auteur, 2017) et (4) ratio personnel-surface (Ndemanou, 2012) ou « densité de surveillance »

L'analyse des budgets annuels par personne montre une évolution très négative qui indique des sous-investissements structurels dans la conservation (Figure 10). Les budgets annuels ordinaires et consolidés par personne sont respectivement passés de 5 556 $US à 798 $US et de 5 556 $US à 1 005 $US entre 1981 et 2015; soit des diminutions respectives considérables de 86% et de 82% et des moyennes de 1 162 $US et 1 672 $US (Figure 10).

La diminution des budgets annuels par personne s'explique surtout par le gel progressif des investissements directs dans la conservation et la dépréciation du franc burundais par rapport aux devises, étant donné que les salaires du personnel, eux, ne cessent d'augmenter en monnaie nationale à cause de l'accroissement des effectifs et des indemnités (Figure 9).

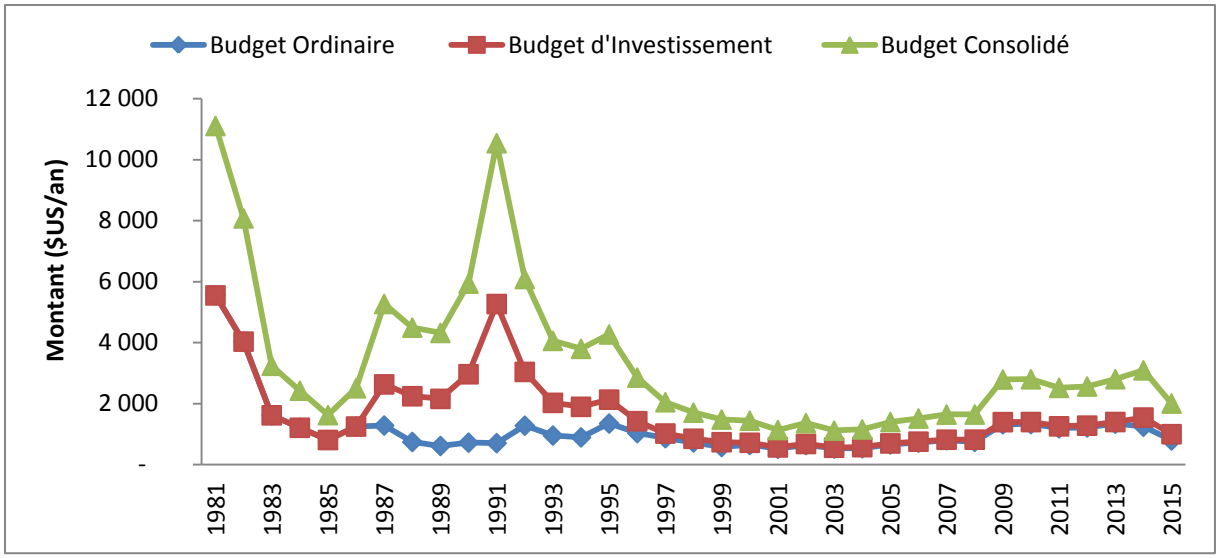


Figure 10: Evolution des budgets annuels par personne de 1981 à 2015

Source : Simulations effectuées à partir des données de l'OBPE (2015)

Ces évolutions montrent clairement que le secteur de la conservation n'est pas prioritaire dans les investissements au Burundi, malgré les enjeux qu'il représente et les défis qu'il connaît. Le manque de moyens d'action entraîne la démotivation du personnel, la limitation des interventions de terrain, l'envolée des pressions et la dégradation continue des aires protégées.

Quant à elle, l'analyse des budgets annuels par unité de surface met en évidence un niveau d'investissement très faible malgré des augmentations qui sont considérables en apparence (Figure 11). Les budgets annuels ordinaires et consolidés par hectare sont respectivement passés de 0,20 $US à 3,21$US et de 0,20 $US à 4,00 $US entre 1981 et 2015.

Avec des budgets annuels ordinaires et consolidés moyens respectifs de 1,24$US et 1,72$US sur la période, soit 0,10 $US et 0,14 $US par hectare et par mois, l'investissement dans la conservation est dérisoire au regard des défis à relever, surtout à cause d'une faible capacité de mobilisation financière, à la fois interne et externe (INECN, 2012). Ce niveau d'investissement est d'autant plus faible que la grande partie des budgets annuels de fonctionnement finance les salaires du personnel en augmentation et non les activités directes d'aménagement et de gestion des aires protégées qui demeurent marginales.

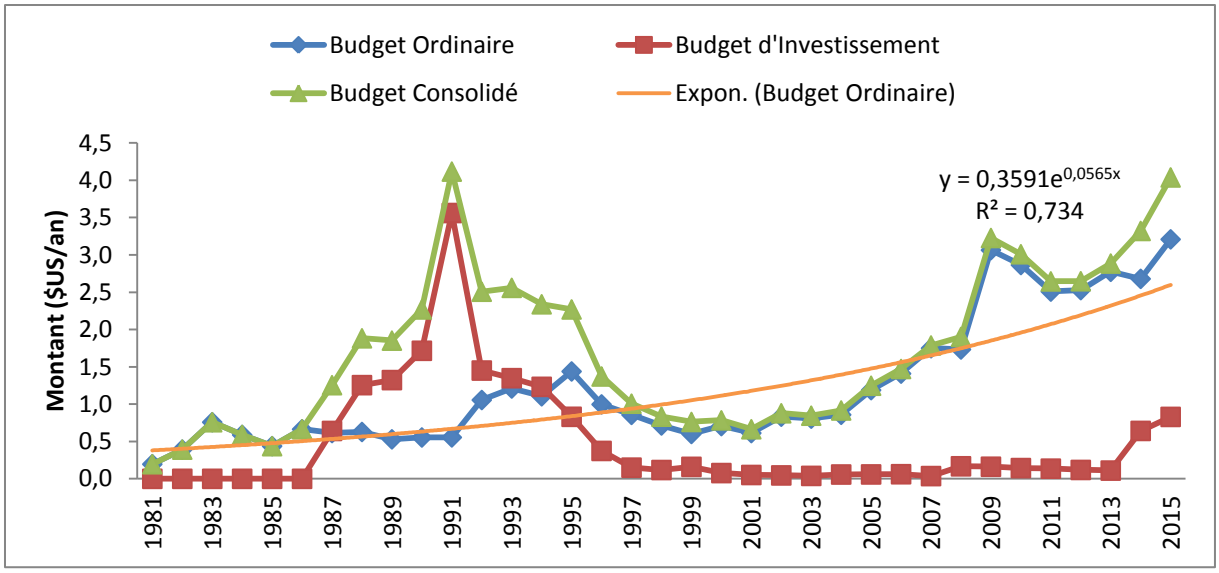


Figure 11: Evolution des budgets annuels par hectare de 1981 à 2015

Source: Simulations effectuées à partir des données de l'OBPE (2015)

L'investissement public direct dans la conservation n'a été significatif qu'entre 1987 et 1995, date à partir de laquelle il a chuté pour atteindre des valeurs quasi nulles de 2000 à 2007 (Figure 11). Seule l'année 1991 a franchi le seuil de 2 $US/ha/an, soit exactement 3,50 $US/ha/an contre une moyenne générale de 0,48 $US/ha/an qui reste trop faible en comparaison avec le coût estimatif du Madagascar qui atteint 5 $US/ha/an (Carret et al, sd).

Entre 2007 et 2015, on observe une reprise timide de l'investissement qui est marquée par des niveaux inférieurs à 1 $US/ha/an, après presque une décennie de disette financière. C'est malheureusement dans ce contexte de sous-financement national récurrent, de gel des financements extérieurs et d'accroissement soutenu des pressions anthropiques qu'évoluent actuellement les aires protégées, très convoitées et menacées.

L'analyse de la « densité de surveillance », qui mesure le potentiel spécifique de surveillance préventive et de constat des infractions dans les aires protégées, en relation avec les pressions d'exploitation anthropiques, montre d'énormes disparités entre ces dernières. En 2011 par exemple, les densités de surveillance sont respectivement évaluées à 1 garde/10 km² au Parc de la Ruvubu, à 3 gardes/10 km² au Parc de la Rusizi et à 56 gardes/10 km² aux Chutes de la Karera, contre une moyenne nationale de 2 gardes/10 km² (Figure 12).

Ces disparités indiquent une absence de normes objectives et standards dans le recrutement, l'affectation et la gestion efficients du personnel, puisqu'en réalité, les deux parcs sont de loin plus menacés par les pressions d'exploitation que les Chutes de la Karera (UICN, 2011).

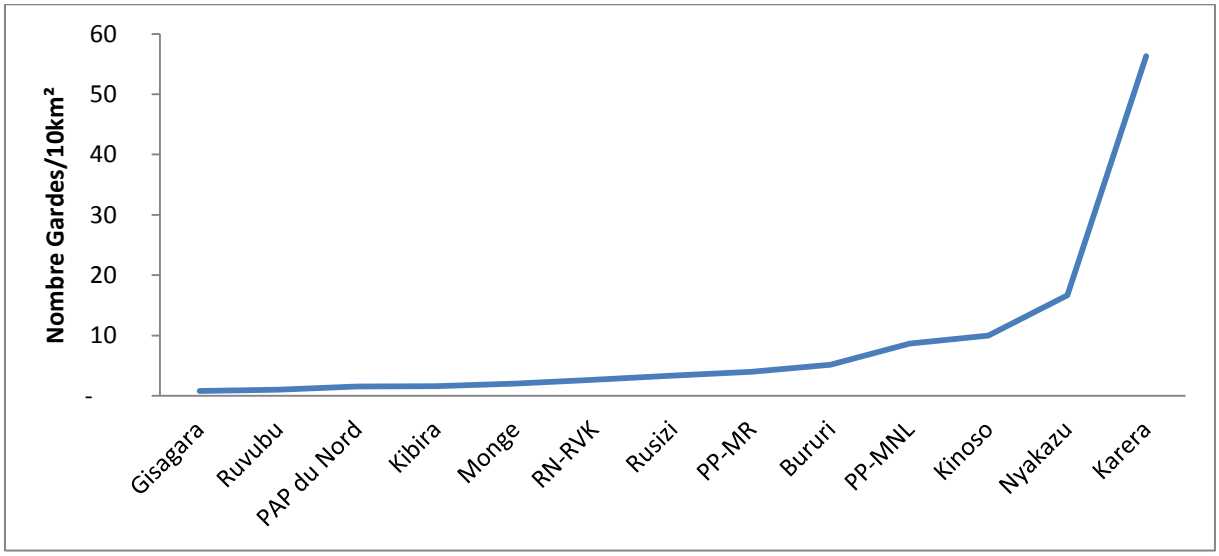


Figure 12: Densités de surveillance des aires protégées en 2011

Source : Simulations effectuées à partir des données de l'INECN (2011)

L'analyse de la « densité infractionnelle », qui mesure et compare les pressions quantitatives exercées par unité de surface au niveau des différentes aires protégées du pays, montre qu'il existe également des contrastes très marqués entre celles-ci (Figure 13).

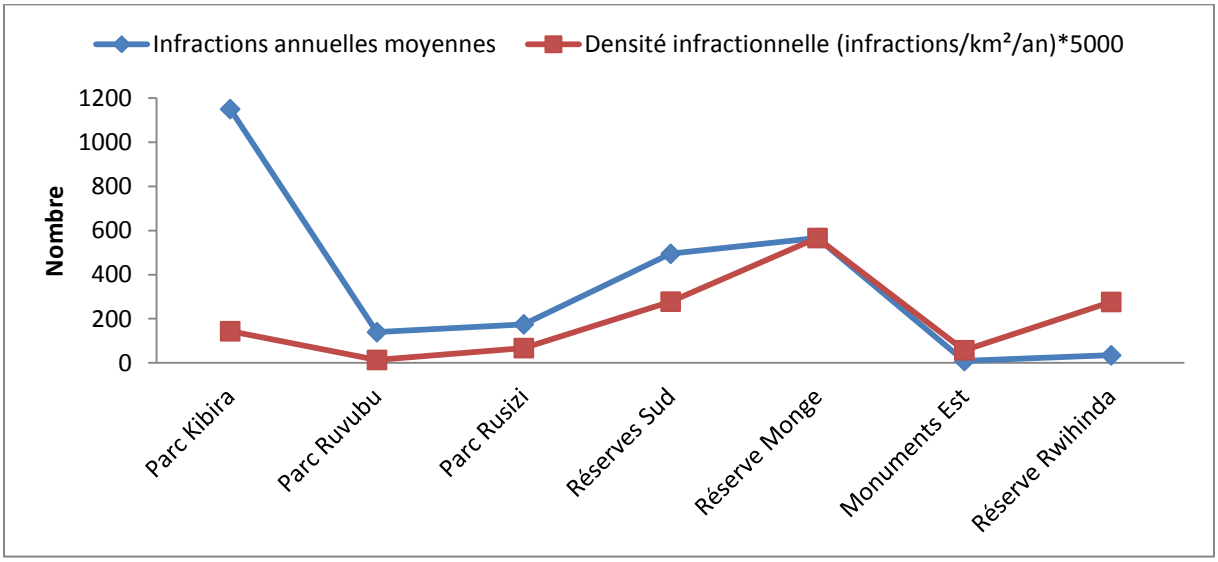


Figure 13 : Densités infractionnelles des aires protégées de 1980 à 2000

Source : Simulations effectuées à partir des données de l'INECN (2000)

La Figure 13 montre qu'en termes de nombres annuels moyens d'infractions, le Parc de la Kibira, la Réserve de Monge et les Réserves du Sud (Bururi, Rumonge, Kigwena, Vyanda, Makamba) constituent les aires protégées les plus menacées par les pressions anthropiques, respectivement avec 1150, 566 et 497 infractions/an alors que les Monuments naturels de l'Est et la Réserve gérée du Lac Rwihinda le sont moins, avec 9 et 35 infractions/an.

Cette variation numérique importante des infractions entre les aires protégées se double de fortes variabilités spatiales et temporelles internes qui ont été mises en évidence par plusieurs études qui ont démontré la spécificité croisée des sites et des périodes critiques de prélèvements des ressources naturelles par les populations (Gateretse, 1999 ; Ndagijimana, 1999 ; Nderagakura, 1999 ; Nintije, 1999 ; Ninganza, 2002 ; Nahimana, 2004 ; Ngabonziza, 2004 ; Cingejeje, 2012 ; Kaneza, 2012 ; Nizigiyimana, 2012 ; Ntacoyampaye, 2012).

En analysant les densités infractionnelles, la situation se présente autrement. La Réserve de Monge, les Réserves du Sud et la Réserve gérée du lac Rwihinda sont les aires protégées les plus menacées, respectivement avec 11,3 ; 5,6 et 5,5 infractions/km²/an tandis que le Parc de la Ruvubu, les Monuments de l'Est et le Parc de la Rusizi le sont moins avec 0,3 ; 1,2 et 1,3 infractions/km²/an, respectivement. L'analyse comparative des densités infractionnelle et de surveillance montre en définitive que l'affectation du personnel ne tient pas nécessairement compte de l'ampleur réelle des pressions qui pèsent sur chacune des aires protégées. Ainsi donc, au déficit quantitatif et qualitatif du personnel se greffe un déficit managérial affirmé.

En dépit de certaines spécificités locales, on constate que l'ensemble des aires protégées du Burundi subissent des exploitations infractionnelles dont les plus rapportées sont l'installation de ménages, les défrichements culturaux, les coupes de bois et de végétaux, le braconnage, les extractions minérales, le pacage de bétail, les feux de brousse et les passages non autorisés qui revêtent un caractère agropastoral, alimentaire, commercial et social (Nindorera et al, 2000 ; Kakunze et al, 2008 ; UICN, 2011).

L'adaptation de la méthodologie RAPPAM et des outils METT (Hocking et al, 1999 ; UICN, 2010) dans l'évaluation de la gestion des 14 aires protégées en régime de cogestion depuis la loi de 2011 nous a permis de montrer, à l'aide d'une batterie de 13 critères de gestion variés, que la gouvernance de la conservation au Burundi est globalement déficiente (Figure 14).

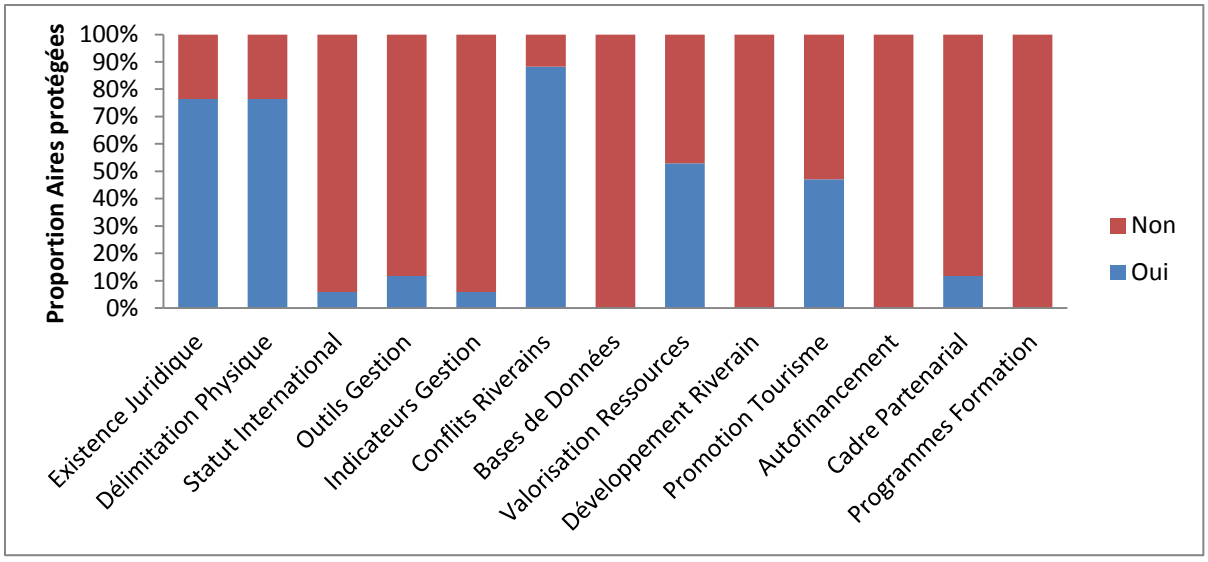


Figure 14: Evaluation des critères de gestion des aires protégées en 2015

Source : Simulations effectuées à partir des données de l'OBPE (2015)

Les valeurs négatives ou défavorables d'évaluation de la Figure 14, qui varient entre 23,5% et 100% selon les critères considérés, montrent que l'écrasante majorité des aires protégées connaissent des conditions de gestion qui n'en assurent pas un minimum de durabilité. L'absence d'outils et d'indicateurs de gestion et le manque de recherches et de bases de données structurées, qui s'observent dans plus de 88,2% des aires protégées, constituent de sérieux handicaps pour une bonne planification et une gestion efficiente.

Bien plus, la généralisation des conflits riverains, l'absence des projets de développement périphérique, l'absence de programmes structurés et soutenus de formation, le manque de cadre partenarial et l'incapacité d'autofinancement fragilisent la quasi-totalité des aires protégées. L'insuffisance des budgets alloués à la conservation et la faible densité de surveillance constituent des facteurs aggravants de cette vulnérabilité structurelle, chronique et généralisée des aires protégées du pays.

En définitive, c'est la combinaison des problèmes d'ordre législatif et réglementaire, organisationnel, financier et managérial qui explique, mieux que les arguments faciles et classiques de la pression démographique et de l'empreinte écologique que cette dernière accroît, la dégradation continue des aires protégées du Burundi. En effet, l'impact forcément négatif d'une démographie galopante et de l'empreinte écologique sur les ressources naturelles est de plus en plus controversé pour les raisons présentées ci-après.

Primo, l'empreinte écologique ne mesurerait que « les inégalités de consommation » exprimées à travers le commerce et non « les inégalités de productivité des sols » (Kooten et al, 2000). Comme le décrit bien Parent (2006), elle constitue moins un instrument de mesure des impacts de l'homme sur la nature qu'un outil éducatif intéressant pour aiguiser la conscience écologique du public et influencer les politiques de gestion de l'environnement.

Secundo, l'influence négative d'une population croissante sur l'évolution des ressources naturelles longtemps professée par les néo-malthusiens n'est pas toujours établie. Elle est même remise en cause par nombre d'études qui ont montré que l'évolution démographique joue un rôle déterminant sur l'intensification agricole et les innovations technologiques (Boserup, 1965, 1970; Simon, 1989; Tiffen et al, 1994; Jouve, 2004; FAO, 2012).

C'est dans ce contexte national peu performant dans la gestion des aires protégées que se situe et évolue le Parc national périurbain de la Rusizi dont nous présentons ci-après les principales caractéristiques et les défis majeurs de gestion dont l'analyse a motivé la présente thèse.

2.2.2. Le Parc national de la Rusizi dans tous ses états

2.2.2.1. Une localisation convoitée, une configuration physique vulnérable

Le Parc national de la Rusizi fait partie des 17 aires protégées que compte le Burundi. Il se situe à une dizaine de kilomètres à l'ouest de la ville de Bujumbura, dans sa zone d'extension. Il s'étend sur les communes Gihanga en province de Bubanza et Mutimbuzi en province de Bujumbura rural. Il est limité à l'Ouest par la R.D Congo, au Sud par le lac Tanganika, à l'Est par la Route Nationale 5 et au Nord par la commune Buganda de la province de Cibitoke.

Il est compris entre les coordonnées géographiques 3°14'52''S et 29°13'50''E et 3°24'77''S et 29°23'06''E et est formé du secteur Palmeraie (6 647 ha), du secteur Delta (1 363 ha), du corridor de la grande Rusizi (443 ha) et de 2 zones tampons (2 102 ha) et (118 ha) qui couvrent une superficie totale de 10 673 ha (Cayate et al, 2015) (Figure 15A-B).

Le secteur Palmeraie comprend une zone intégrale (Palmeraie) et la Réserve de Kimirabasore tandis que le secteur Delta est constitué d'une zone intégrale (Mahotera) et d'une zone gérée (Kayobera). Consacré pour la première fois par le décret n°100/007 du 25 janvier 2000, le corridor écologique est destiné à faciliter la migration de la faune sauvage entre les deux secteurs (Nindorera et al, 2000) qui sont distants d'environ 4,1 km (Auteur, 2017).

Il s'agit d'une bande de terre qui s'étend sur 100 m de part et d'autre de la rivière Rusizi, après son élargissement par le décret n°100/282 du 14 novembre 2011 portant modification de certaines dispositions du décret n°100/007 du 25 janvier 2000.

Dans les faits, le corridor de la grande Rusizi n'a jamais été fonctionnel, de telle sorte que les deux secteurs géographiquement séparés sont sans connectivité (UICN-PAPACO, 2010), au sens bioécologique du terme (Bonnin, 2008). Aussi, les zones tampons sont-elles en réalité des extensions protégées de l'aire protégée. Depuis 2002, le secteur Delta est classé site Ramsar sous le numéro 1180 (Bukuru et al, 2013). Ce statut a été étendu à l'ensemble du parc en 2013, à cause des nombreuses zones humides qu'il renferme et de leurs intérêts pour le transit et l'hivernage des oiseaux d'eau migrateurs le long des voies de migration d'Afrique et d'Eurasie (Ntakimazi et al, 1999, Ntakimazi et al, 2000 ; UICN, 2011).

Avec une superficie d'environ 107 km², le Parc de la Rusizi rentre dans la catégorie des grandes aires protégées (Chape et al, 2003). Par contre, il est confronté à une vulnérabilité physique liée à sa configuration en secteurs isolés, à sa forme très allongée et asymétrique (Figure 15B) et à son isolement géographique du réseau national d'aires protégées (Figure 1) qui empêche toute connectivité spatiale (Andelman et al, 1999; Mengue, 2002; Chapin et al, 2003, 2005; Dudley et al, 2010; Wiersma et al, 2010).

Aussi, se caractérise-t-il par trois formes de vulnérabilités additionnelles, à savoir : (1) une vulnérabilité institutionnelle due à l'instabilité des statuts de protection, aux chevauchements administratifs, aux conflits de compétences et aux antagonismes entre les services techniques étatiques qui opèrent en son sein, (2) une vulnérabilité politico-historique portée par d'énormes enjeux fonciers et les contentieux inhérents aux conditions de sa création et (3) une vulnérabilité socio-économique rattachée aux menaces et aux pressions anthropiques qui ne cessent de s'amplifier avec l'urbanisation et la croissance démographique périphériques.

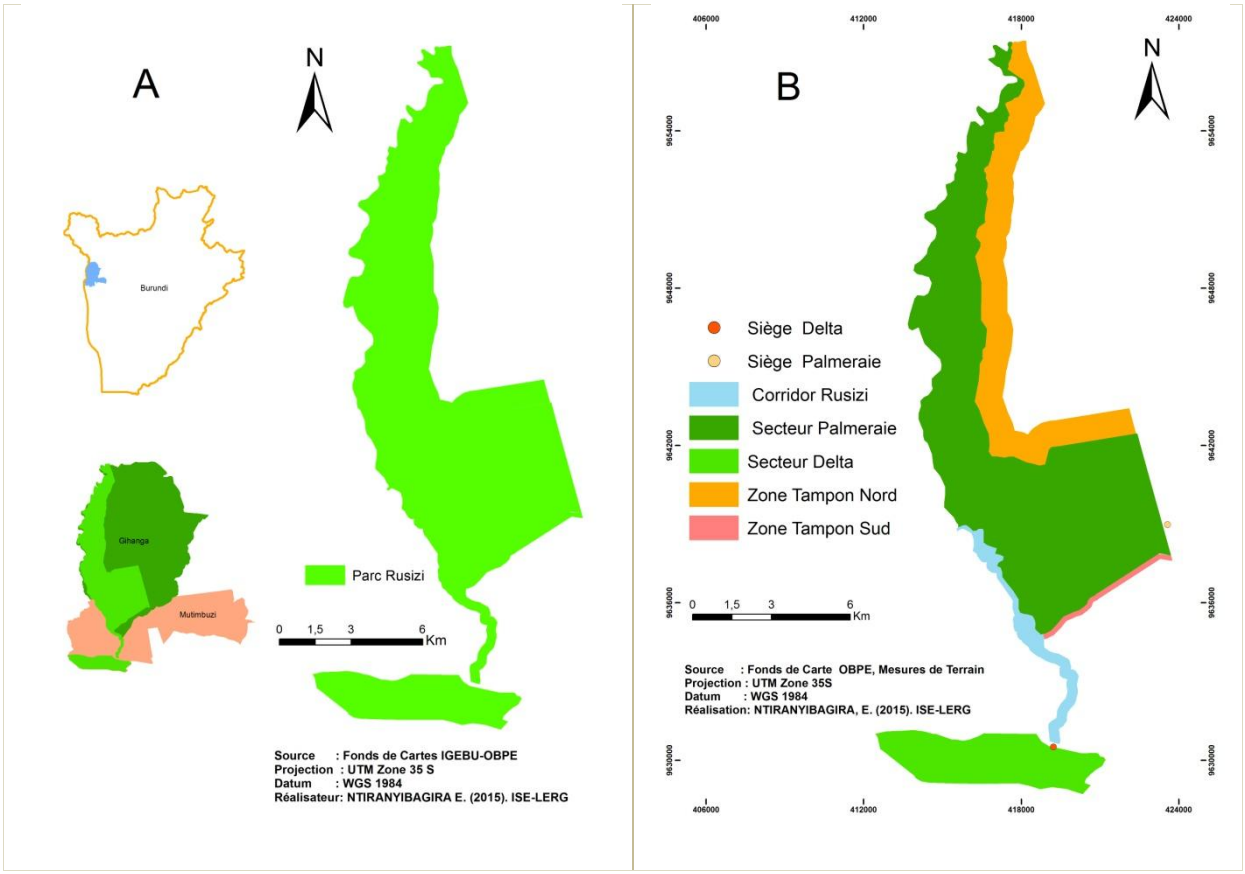


Figure 15A-B: Localisation et configuration physique du Parc de la Rusizi

2.2.2.2. Un passé de contentieux, des enjeux internationaux pour la conservation

Depuis les années 1960, le besoin de protection de la plaine de la Rusizi s'est fait sentir à travers divers rapports et recommandations d'études (Bider, 1974; Maldague, 1980). Ces rapports prémonitoires proposaient déjà les catégories d'aires protégées applicables à la sauvegarde des milieux naturels les plus importants, à savoir notamment: (1) une« Réserve de la Biosphère de la Basse Rusizi » comprenant « une aire centrale de quelques 1000 ha », « une zone tampon » autour et un certain nombre « d'aires expérimentales » et (2) La « Réserve Ecologique du Delta de la Rusizi et des lagunes de la Grande-Rusizi » (Maldague, 1980).

Jusque-là, la zone servait à la chasse sportive pour l'élite aristocratique du pays et aux activités agropastorales des paysannats installés par l'administration coloniale belge, au lendemain de la deuxième guerre mondiale (Nzeyimana, 1998; Nzigidahera, 2003; Banderembako, 2006). Après l'échec des paysannats, les milieux naturels de la plaine s'étaient fortement dégradés et continuaient à se dégrader à cause des défrichements culturaux et de la reprise des élevages extensifs (Nzigidahera, 2008) ; ce qui appelait l'urgence d'agir.

C'est finalement à la suite du décret-loi n°1/6 du 3 mars 1980 portant « création des Parcs Nationaux et des Réserves Naturelles » du Burundi que fut créée la Réserve Naturelle de la Rusizi sur une superficie estimée entre 8 000 ha et 13 000 ha selon les auteurs ; ses limites physiques n'ayant pas été définies et matérialisées par une carte (Wakana et al, 1996). Ce choix politique d'une protection stricte, qui contrariait la proposition technique d'une intégration entre conservation et développement, sera lourd de conséquences.

Comme ce fut le cas dans un nombre important d'aires protégées d'Afrique et du Burundi, la création de la Réserve de la Rusizi s'est accompagnée de l'expulsion forcée des populations sans indemnisation ni relocalisation préalables (Cochet, 2001); ce qui a généré et entretenu plusieurs conflits avec les agriculteurs, les éleveurs et les agri-éleveurs.

Les populations expropriées et expulsées sont en effet restées à la périphérie immédiate de l'aire protégée d'où elles partent pour continuer à exploiter frauduleusement ses ressources.Les enjeux actuels de la conservation du parc sont principalement liés à son statut international de site Ramsar reconnu comme une voie importante de migration de nombreuses espèces d'oiseaux d'eaux douces (Ntakimazi et al, 2000; UICN, 2011).

2.2.2.3. Des conditions écologiques sévères, une mosaïque de sols et de végétations

LeParc national de la Rusizi est situé dans la plaine de la Rusizi qui est la région la moins arrosée et la plus aride du pays. Comme la plaine, il jouit d'un climat tropical semi-aride de type (AW) 4S dans la classification de Köppen (Nzigidahera, 2008).

Encaissée dans le Rift Est Africain entre les contreforts du Mumirwa au Burundi et de l'Itombwe en RDC qui limitent la circulation atmosphérique et créent une ambiance chaude, la plaine de la Rusizi se caractérise parune altitude variant entre 775 m et 1000 m, une pluviométrie annuelle moyenne inférieure à 900 mm/an, des températures mensuelles moyennes de 23°C à 24,5°C et une saison sèche de plus en plus longue qui s'étend de mai à octobre (Sinarinzi, 2006). En termes d'extrêmes et de vulnérabilité climatiques, la partie nord du parc (Palmeraie) est menacée par les sécheresses au moment où la partie sud (Delta) est frappée par des inondations récurrentes (Nzigidahera, 2006; Sinarinzi, 2006).

En ce qui concerne les caractéristiques pédologiques et édaphiques du Parc de la Rusizi, Reekmans (1980) distingue deux catégories de sols, à savoir les sols d'origine lacustre et les sols d'origine fluviatile qui sont variés spatialement, parfois sur de faibles surfaces.

Les sols d'origine lacustre comprennent les vertisols ou argiles noires tropicales, les solonetz, les sols bruns eutrophes et les kaolisols lessivés.

Les sols d'origine fluviatile sont constitués d'alluvions anciennes, d'alluvions récentes et d'alluvions actuelles de la Rusizi ainsi que des formations du Delta de la Rusizi. Ces dépôts sont sous l'influence des eaux salines de la rivière Rusizi, soit directement par submersion, soit indirectement via la nappe phréatique peu profonde; ce qui installe les conditions d'hydromorphie temporaire ou permanente.

Les propriétés physico-chimiques contraignantes de la plupart des sols (faibles teneurs en matières organiques, faibles capacités d'échange cationique, faible ou forte perméabilité, pH trop alcalins ou trop acides, salinité élevée) limitent leur fertilité et le développement du couvert végétal dont les principales composantes sont étroitement liées à la nature des sols et aux conditions climatiques assez rigoureuses (Reekmans, 1980; Nzigidahera, 2003).

D'après Reekmans (1980), la diversité des sols, le relief généralement plat et les conditions climatologiques de la plaine de la Rusizi sont à l'origine de différentes phénophases qui en ont déterminé différents habitats. L'auteur a pu recenser plus de 1000 espèces végétales différentes au secteur Palmeraie et 193 espèces au secteur Delta (Gisabwamana, 1995; UICN, 2011) qui sont réparties entre 6 types de formations végétales dans la plaine de la Rusizi, à savoir : (1) les formations de marais, (2) les formations arborées à cimes jointives ou en couvert dense continu, (3) les formations claires en bosquets isolés, (4) les formations très claires à arbres très isolés, (5) les formations isolées et (6) les formations post culturales.

Quant à lui, Nzigidahera (2003) distingue 7 formations végétales que sont : (i) les bosquets xérophiles à *Cadaba farinosa* et *Commiphora madagascariensis* dispersés dans une pelouse rase, (ii) les formations aquatiques et semi-aquatiques rencontrées sur les alluvions actuelles ou récentes engorgées d'eau le long de la Rusizi et de la Kajeke, (iii) la forêt à *Hyphaene benguellensis* var. ventricosa qui constitue l'association la plus spectaculaire de la plaine de l'Imbo et du Burundi et qui se développe sur les alluvions fluviatiles anciennes le long de la Rusizi et les kaolisols lessivés, sur plus de 1200 ha (Hakizimana, 1995; UICN, 2011), (iv) les formations amphibies ou les savanes à *Sporobolus pyramidalis* et à *Balanites aegyptiaca* caractéristiques des vertisols, (v) la steppe à *Bulbine abyssinica* qui est étroitement liée aux solonetz solodisés, (vi) les formations forestières du nord rencontrées dans les fonds et flancs des ravins des rivières temporaires et formant les restes d'une forêt sclérophylle à *Euphorbia dawei*, avec des spécimens de ficus, d'euphorbes et d'acacia et (vii) les formations de

recolonisation à *Acacia hochii*. Au secteur Delta, Nzigidahera (2008) a distingué 6 types physionomiques, à savoir : (1) la savane herbeuse à *Phragmites mauritianus,* (2) la savane arborée à *Acacia polyacantha,* (3)le fourré à *Lantana camara,* (4) les végétations paludicoles, (5) la végétation pionnière des zones dunaires et (6) la végétation post-culturale de Kayobera. Comme on peut aisément le constater, la végétation du Parc de la Rusizi est formée d'une mosaïque de formations végétales qui varient beaucoup dans le temps et dans l'espace.

2.2.2.4. Un réseau hydrographique polarisé, lâche et fluctuant

Le réseau hydrographique de la plaine de la Rusizi, du nom du principal cours d'eau qui la traverse et qui a donné son nom à l'aire protégée, fait partie du bassin du lac Tanganyika et du grand bassin du Congo. La rivière Rusizi, qui prend son origine au lac Kivu partagé entre la R.D Congo et le Rwanda, à une altitude de 1473 m, creuse sont lit à travers ses propres sédiments dans la basse Rusizi où les pentes varient entre 0,2 à 0,05% (Nzigidahera, 2003).

A plusieurs endroits de la Plaine et du Parc de la Rusizi, d'anciens lits sont transformés en de nombreux étangs et marais qui sont d'importance variable. Au secteur Palmeraie, la Rusizi se subdivise en deux branches, à savoir : la Grande Rusizi à l'Est et la Petite Rusizi à l'Ouest. Elle se termine en un Delta à son embouchure avec le lac Tanganyika dont les montées et les débordements anciens ont créé deux lagunes emblématiques; les lagunes Kumukaratusi et Kumuhasa (Maldague, 1980; Ntakimazi et al, 1999; Ntakimazi et al, 2000).

Dans la basse Rusizi, à environ 150 km de sa source au lac Kivu, la rivière Rusizi reçoit de nombreux affluents qui descendent des massifs d'Itombwe en RDC et de la Kibira au Burundi (Nzigidahera, 2003). Du côté burundais, il s'agit notamment des rivières Kajeke et Mpanda qui prennent origine dans les contreforts du Mumirwa et dans la forêt de la Kibira et entrent dans le parc au niveau du secteur Palmeraie, avant de se connecter à la Rusizi. Les affluents qui débouchent dans la plaine y déposent de véritables cônes de piedmont, provoquant un réseau hydrologique considérablement lâche et changeant.

Les cours d'eau et les nombreux étangs connaissent trois phases hydrologiques, à savoir la crue, la décrue et l'étiage qui sont plus déterminés par le relief particulier de la région que par les deux grandes saisons climatiques locales. En saison des pluies, l'onde de crue se forme entre mars et avril, à partir des pluies abondantes des zones amont, avant d'évoluer en se déversant dans la plaine qu'elle inonde, via un réseau de chenaux naturels.

La décrue s'amorce au mois de juin et se conclut par l'étiage en juillet-août. La profondeur des étangs du parc varie entre 3 m et 1,5 m selon les saisons climatiques et les phases hydrologiques (Nzigidahera, 2003).

2.2.2.5. Un environnement rural dynamique, des interactions périphériques fortes.

La zone périphérique du Parc de la Rusizi comprend un nombre important de centres et de villages densément peuplés dont la population en plein essor a été fortement influencée par les mouvements migratoires et la guerre civile de 1993 (Nzigidahera, 2003, 2008). La densité de population y est passée de 48 habitants/km² en 1930 à 285 habitants/km² en 2004 et celle des terres cultivées de 102 habitants/km² à 614 habitants/km² au cours de la même période ; soit un rapport de 6/1 en 70 ans seulement (Banderembako, 2006).

Ces localités, dont les principales activités socio-économiques sont l'agriculture, l'élevage, la pêche, les petits métiers et le commerce des produits fabriqués en grande partie à partir des ressources naturelles du Parc de la Rusizi (Nzigidahera, 2003, 2008; Polisi, 2010; Cayate et al, 2015), exercent de fortes pressions sur l'aire protégée.

En effet, les terres familiales de 2 ha héritées des paysannats ayant été progressivement morcelées au cours des générations malgré les interdictions (Banderembako, 2006; Pèlerin et al, 2011), elles ont été surexploitées et se sont dégradées à tel point qu'elles ne parviennent plus à couvrir les besoins alimentaires de cette population en grande croissance, dans le contexte national burundais où 14% de la population sont sans terres ; 4,4% des locataires et 0,8% des usufruitiers ; soit un total d'environ 20% de citoyens sans terres (BCR, 2011).

Les zones de concentrations humaines les plus importantes sont Gatumba et Rukaramu en commune Mutimbuzi au Sud et Gihanga et Buringa en commune Gihanga, au Nord. Depuis l'année 2000, l'aire protégée est particulièrement limitée par des champs de cultures de façon que les agriculteurs des localités périphériques étendent leurs parcelles de cultures directement à l'intérieur de celle-ci (Nzigidahera, 2003, 2008).

La surpopulation et l'absence de boisements communautaires et privés d'envergure dans les localités font de l'aire protégée la principale source d'approvisionnement en bois pour le chauffage, les constructions, la carbonisation et la cuisson des fours à briques qui alimentent l'important développement urbain (Ninganza, 2002; Nzigidahera, 2003; Cayate et al, 2015).

La destruction des cultures villageoises par les animaux sauvages, en l'occurrence les hippopotames (*Hippopotamus amphibius*), le pâturage intensif et extensif du bétail, la pêche et la chasse dans le parc constituent d'autres dépendances interactives qui participent à la multiplication des conflits et à la méfiance entre les populations locales et les gestionnaires.

2.2.2.6. Un statut changeant, des objectifs identiques et des incohérences dans la gestion

Depuis sa création en 1980, le Parc national de la Rusizi a changé de statuts 3 fois ; soit en 1990, 2000 et 2011, en passant alternativement du statut de Réserve à celui de Parc, sans que cela s'accompagne d'une révision majeure des objectifs de conservation et d'une adéquation entre la catégorie de conservation et les pratiques réelles de gestion. Ce sont les enjeux socio-économiques et politiques importants incarnés par cette aire protégée périurbaine qui expliqueraient l'instabilité chronique des statuts de conservation qui répondrait plus aux préoccupations de nature foncière qu'à un souci d'efficacité dans la conservation.

Du coup, cette instabilité du statut de conservation a installé chez les populations le sentiment d'une probable réversibilité des actions et la possibilité d'intégrer ou de réintégrer l'aire protégée, tôt ou tard, à la faveur d'un pouvoir politique favorable, dans cet environnement hautement politisé où s'affrontent les logiques de survie des populations et les calculs machiavéliques des investisseurs véreux stratégiquement connectés aux politiques.

Sous ses statuts successifs de Réserve (1980-1990, 2000-2011) et de Parc (1990-2000, 2011-2015) néanmoins, les objectifs de classement de l'aire protégée sont fondamentalement demeurés inchangés, même si les formulations ont parfois été légèrement modifiées. Il s'agit de: (1) la protection du reste du couvert végétal originel et des formations naturelles, (2) le maintien des ressources génétiques dans un état naturel d'évolution et (3) la lutte contre la dégradation et l'érosion des sols ; le tout en tenant compte des intérêts des populations riveraines (Wakana et al, 1996; Nindorera et al, 2000).

Comme on peut le constater, ces objectifs de conservation sont en réalité incompatibles avec les activités anthropiques qui sont autorisées et menées à l'intérieur de l'aire protégée à partir des années 1990 (Wakana et al, 1996). A priori, l'objectif de « lutte contre l'érosion des sols » dans cette zone de plaine apparaît comme une reproduction quasi-mécanique de la rhétorique conservationniste initiale belge axée sur la protection des sols en pente qui seraient menacés par l'érosion hydrique (Rwanyiziri, 2002).

En revanche, les évolutions dans la conservation n'ont jamais été analysées à l'échelle globale de l'aire protégée afin d'adapter, le cas échéant, les objectifs, les priorités, les stratégies et les plans de gestion sur base des tendances observées (Bioret et al, 2009; Bensaka, 2014).

Dans la pratique, la gestion du Parc de la Rusizi a toujours été caractérisée par des incohérences, des contradictions et des ambigüités qui hypothèquent sa conservation durable. Légalement dotée de la catégorie de gestion I ou II selon les statuts et les périodes (Wakana et al, 1996 ; Nindorera et al 2000 ; Cayate et al, 2015) et classée dans la catégorie IV dans la base de données mondiales (UICN-WDPA ID 9162, 2012 ; UICN, 2014), l'aire protégée est administrée comme étant de la catégorie VI qui est recommandée pour de vastes aires à faible niveau d'occupation humaine ou dont les communautés locales exercent des activités traditionnelles à faible impact permanent (UICN, 2014).

Malgré quelques activités mineures de gestion des habitats et des espèces (contrôle de *Lantana camara*, aménagement des bancs de sable) qui font penser à la catégorie IV, les activités d'exploitation autorisées de ressources et les occupations intérieures d'envergure répondent aux critères de la catégorie VI.

La gouvernance du Parc de la Rusizi est passée du type A selon le décret-loi n°1/6 du 3 mars 1980 au type B au terme de la loi n°1/10 du 30 mai 2011 qui consacre la transition d'une approche de conservation exclusive à une approche de cogestion, en passant par une gestion participative véritablement « informelle » durant la période de flottement. L'insuffisance chronique des moyens, la guerre civile de 1993 à 2005 qui a affaibli l'autorité de l'Etat et paupérisé les populations et l'accroissement des pressions périphériques n'ont pas permis une adaptation et une modernisation des stratégies pour prévenir la dégradation de l'aire protégée.

2.2.2.7. Un défaut d'outils de gestion, des navigations à vue et des méthodes surannées.

Depuis la création de la Réserve naturelle de la Rusizi en 1980 jusqu'à nos jours, la gestion de l'aire protégée est une navigation à vue marquée par un manque criant d'outils de travail validés, des tâtonnements et des improvisations qui rendent difficiles la visibilité, la mobilisation des financements, la réalisation des objectifs de conservation et l'évaluation de l'efficacité de gestion. Deux observations importantes illustrent cette situation peu favorable.

Primo, les limites physiques de l'aire protégée n'ont jamais été matérialisées par une carte pour être connues et respectées (Nzigidahera, 2003; UICN, 2011), d'autant plus qu'elles ont régulièrement changé à travers les modifications successives des statuts de conservation.

Ainsi, selon les sources, les superficies d'avant le décret-loi n°100/007 du 25 janvier 2000 qui fixe l'aire de la Réserve à 5 932 ha variaient entre 8 000 ha et 13 000 ha (Wakana et al, 1996; Nindorera et al, 2000 ; Nzigidahera, 2003; Cayate et al, 2015). Cette imprécision grossière a longtemps justifié les nombreux conflits entre le gestionnaire et les autres parties prenantes.

Secundo, à l'instar de nombre d'aires protégées burundaises et africaines (UICN, 2012), le Parc de la Rusizi n'a jamais connu de plans de gestion, de travail et de suivi-évaluation adéquats et validés. Tous les plans de gestion et d'aménagement (Wakana et al, 1996; Nzigidahera, 2008; Cayate et al, 2015), dont l'élaboration a été respectivement financée par les projets APRN (Allemagne), PTRPC et CRPL (France), ont toujours ignoré les populations dans le processus qui n'a pleinement impliqué que les experts et l'administration. Excepté le plan de gestion de 2015 qui a été validé sans la participation des populations locales, les autres plans n'ont même pas été validés, sous quelque forme que ce soit, à cause de la guerre civile pour celui de 1996 et de la fin du projet et des financements pour celui de 2008.

Le plan de gestion de 1996 (Wakana et al, 1996), qui est partiellement appliqué à ce jour, a prévu certaines activités procurant des avantages non négligeables aux populations périphériques rurales (Mackinnon et al, 1990). Il proposait des innovations intéressantes en matière de gestion participative qui sont reprises dans la loi de 2011. Il prévoyait également la création de zones à régimes de protection multiples, à savoir : (i) une zone intégrale, (ii) des réserves gérées, (iii) un corridor et (iv) des zones tampon ; ce qui avait le mérite de créer différents types ou catégories d'aires à l'intérieur de l'aire protégée (UICN, 2006, 2008).

Comme déjà annoncé, le plan de gestion de 2008 (Nzigidahera, 2008) n'a été ni validé ni appliqué en l'état. Le plan de gestion de 2015 (Cayate et al, 2015), qui constitue un plan d'urgence élaboré de manière sommaire pour une période de 5 ans, n'est pas encore appliqué faute de moyens financiers dont la mobilisation devrait combiner les mécanismes émergeants d'autonomisation financière et de partenariats publics-privés dans la conservation.

Dans la gestion de l'aire protégée, ces lacunes purement techniques ont été aggravées par l'immobilisme législatif et réglementaire des méthodes de gestion qui sont fondamentalement restées en marge des évolutions internationales qui consacrent la participation communautaire et les partenariats entre les parties prenantes pour une conservation efficace.

En effet, malgré les efforts remarquables dans l'implication des populations, la méthode courante de gestion est dominée par les pratiques dirigistes et coercitives (Nzigidahera, 2008; FEM, 2010; UICN-PACO, 2012) inspirées encore par « l'approche forteresse » (Brown, 2003), en dépit de l'introduction déjà ancienne du « paradigme participatif » (Hulme et al, 1999; Guéneau et al, 2004) et des avancées législatives en matière de gestion participative.

2.2.2.8. Des aménagements à minima, une gestion participative symbolique

Les activités courantes d'aménagement et de gestion au Parc de la Rusizi portent sur: (1) la surveillance dissuasive, le constat des infractions et les saisies de biens et de produits, (2) l'éducation environnementale, (3) l'aménagement et l'entretien des diverses infrastructures, (4) la promotion et l'encadrement touristiques, (5) l'intégration publique et la gestion participative, (6) le suivi écologique de la faune sauvage, surtout celui des populations d'hippopotames (*Hippopotamus amphibius*)et d'oiseaux de diverses espèces, (7) le contrôle des plantes envahissantes, en l'occurrence le fourré à *Lantana camara* et (8) la recherche-développement qui est essentiellement une activité externe, ponctuelle et sporadique.

En matière d'aménagement et de gestion de l'aire protégée, deux remarques importantes peuvent être formulées. Premièrement, les feux contrôlés, qui constituent un élément central dans l'aménagement et la régénération des habitats en écologie des écosystèmes tropicaux (Hardesty et al, 2005), ne sont pas pratiqués, notamment pour le renouvellement des pâturages intérieurs indispensables à la faune sauvage et la prévention des feux criminels dévastateurs.

Ainsi, les feux qui affectent périodiquement et largement le Parc de la Rusizi sont allumés dans le cadre d'activités agricoles, pastorales et de pêche illicites. Cette situation entraîne souvent des sorties d'animaux sauvages comme les hippopotames (*Hippopotamus amphibius*) qui dévastent les cultures villageoises avant de se faire souvent tuer. Deuxièmement, la zone tampon, qui revêt un caractère socio-économique compensatoire, a toujours été protégée. Elle n'a jamais été aménagée pour être légalement utilisée par les populations périphériques.

Dans le domaine de la gestion des ressources naturelles, le gestionnaire de l'aire protégée a accordé à quelques riverains le droit d'exploiter certaines ressources, moyennant payement des taxes d'exploitation (UICN, 2011; Cayate et al, 2015), même si, en réalité, de telles exploitations sont incompatibles avec les objectifs de conservation qui prônent une évolution naturelle des écosystèmes (Wakana et al, 1996; Nindorera et al, 2000; UICN, 2011).

Au niveau législatif et légal effectivement, la loi n°1/10 du 30 mai 2011 exempte les parcs nationaux de toute exploitation ou occupation incompatible avec les objectifs de la désignation qui ne permettent en principe que les activités scientifiques, éducatives, récréatives et touristiques dans l'acception internationale d'un parc (UICN, 1994, 2008 ; Dudley, 2008), même si le décret-loi n°100/282 du 14 novembre 2011 portant « modification de certaines dispositions du décret n°100/007 du 25 janvier 2000 » en ce qui concerne la Réserve de la Rusizi, autorise contradictoirement l'exploitation des ressources naturelles.

Dans la pratique donc, deux lacunes majeures caractérisent les exploitations autorisées des ressources naturelles. D'une part, le choix des ressources à exploiter et la définition des conditions d'exploitation ne sont pas soumis à des études préalables pour avoir les données de référence nécessaires à une meilleure adéquation entre la productivité et les prélèvements (Nindorera et al, 2000; Cayate et al, 2015). D'autre part, les exploitations de ressources souffrent de l'absence d'ordonnances ministérielles d'application des décrets qui précisent les conditions d'autorisation et de gestion des exploitations (Nindorera et al, 2008).

Depuis longtemps, c'est au secteur Delta que les activités de gestion participative et les prélèvements contrôlés de ressources sont les mieux organisés et les plus importants, au niveau de la « zone gérée » de Kayobera qui est située à l'Est de la « zone intégrale » de Mahotera où aucune activité humaine n'est permise, sauf le ramassage de bois mort par un groupe de femmes qui font les travaux d'entretien des pistes de circulation, en contrepartie.

Selon les textes législatifs et réglementaires de l'OBPE, toutes les recettes d'exploitation des ressources sont acheminées à la direction centrale de l'Office, sans aucune rétribution pour les populations périphériques (UICN, 2011). Les opportunités d'emplois locaux et d'accès aux ressources demeurant anecdotiques par rapport aux besoins immenses qu'elles éprouvent (UICN, 2011), ces dernières rechignent à adhérer à une conservation privative en réalité que le gestionnaire cherche à couvrir par une gestion participative sélective et symbolique.

2.2.2.9. L'écotourisme : un potentiel considérable, une gestion amateuriste

Le décret-loi n°100/007 du 25 janvier 2000 stipule que les objectifs écologiques de conservation de la Réserve de la Rusizi devront être poursuivis grâce à la « valorisation du potentiel touristique» de l'aire protégée dont l'un des objectifs pertinents de conservation à long terme est « la protection des paysages spectaculaires et uniques » pour la promotion du tourisme (Wakana et al, 1996; INECN, 2000), comme ailleurs en Afrique (Colchester, 2003).

Comme partout en Afrique orientale et australe (Colchester, 2003), le tourisme est davantage tourné vers l'observation des animaux sauvages (hippopotames, crocodiles, antilopes, oiseaux migrateurs etc.), même si la référence à la faune sauvage n'apparaît pas explicitement dans les raisons du classement, à l'image de la protection du couvert végétal et de la lutte contre l'érosion (Wakana et al, 1996; Nindorera et al, 2000; Cayate et al, 2015).

L'écotourisme sur piste, pirogue et vélo tout terrain (VTT) constitue la principale activité de valorisation socio-économique du parc qui s'appuie sur un réseau dense de pistes de circulation, de miradors ou postes d'observation, de balises et de panneaux d'orientation, de signalisation et de sensibilisation (UICN, 2011; Cayate et al, 2015). Avec une fréquentation annuelle de 1500 touristes (UICN, 2011), le Parc de la Rusizi constitue l'unique aire protégée du Burundi dont les recettes touristiques pourraient couvrir l'essentiel des besoins de fonctionnement courants, en dehors des salaires qui sont assurés par les subsides de l'Etat.

Les facteurs limitants de la pleine réalisation du potentiel touristique de l'aire protégée sont essentiellement l'instabilité politique, le manque de planification et de marketing touristiques et l'insuffisance d'un personnel d'encadrement qualifié qui entraînent une fréquentation limitée, des tarifs touristiques faibles et des recettes peu consistantes. L'obligation légale et administrative pour les gestionnaires de reverser les recettes touristique et d'exploitation des ressources naturelles sur les comptes de l'OBPE ne favorise pas non plus les initiatives et les efforts de rationalisation de l'exploitation et de la gestion touristiques.

2.2.2.10. Une multitude d'acteurs, des intérêts contradictoires et concurrentiels.

Les parties prenantes qui interviennent directement dans la gestion du Parc national de la Rusizi sont : (1) l'administration et le personnel de l'OBPE, (2) certains services techniques déconcentrés du ministère de l'agriculture et de l'élevage (ISABU, COGERCO), (3) les administrations provinciales de Bujumbura rural et de Bubanza, (4) les administrations communales de Mutimbuzi et de Gihanga, (5) les opérateurs économiques privés comme la Tanganyika Business Company (TBC), (6) la société concessionnaire d'une partie de l'aire protégée (PROCOBU), (7) certaines ONG nationales et locales, (8) les associations d'exploitants encadrés de ressources naturelles, (9) les comités collinaires, communaux et mixtes de gestion institués par la loi n°1/10 du 30 mai 2011 et (10) les populations locales.

La station zootechnique de l'ISABU et la société cotonnière COGERCO, qui ont été respectivement créées en 1968 et en 1970 (Wakana et al, 1996), à l'intérieur du périmètre actuellement protégé, contribuent sensiblement à la dégradation du parc, tout comme la société sucrière TBC de création plus récente, en 2009. Les administrations territoriales des provinces et communes limitrophes jouent, quant à elles, un rôle souvent très ambigu. Elles servent tantôt la cause de l'aire protégée, tantôt celle des populations derrière lesquelles elles se cachent pour servir leurs propres intérêts et les intérêts de personnalités politiques haut placées. Les octrois d'autorisations d'exploitation de certaines ressources et l'attribution des terres rentrent dans cette complicité avec les populations pour assurer leurs suffrages.

Au cours de ces dernières années, un certain nombre d'ONG nationales ont régulièrement appuyé les activités de conservation comme la délimitation partielle de l'aire protégée, le développement d'activités génératrices de revenus en périphérie de l'aire protégée (cheptel, artisanat, foresterie, foyers améliorés), la mise en place de la « Maison Papyrus » dédiée à la fabrication et à la vente d'objets artisanaux à partir des ressources naturelles et la conclusion de memoranda d'accords entre l'OBPE et les exploitants réguliers de ressources. Elles se sont structurées en un Forum National pour la Protection du Parc de la Rusizi (FORENAR) qui fait le plaidoyer en faveur d'une gestion efficace de l'aire protégée. La société privée PROCOBU, qui gère l'Arboretum de Bujumbura en concessionnaire contractuel, assure des actions de restauration d'une partie dégradée du parc, en cogestion avec le gestionnaire.

Depuis 2005, les exploitants de ressources naturelles se sont progressivement constitués en associations locales avec l'aide des ONG. Il s'agit de l'Association « Dukingire ibidukikije » des femmes collectrices de bois mort au sous-secteur Mahotera (2005), de l'Association « Ingege » des pêcheurs dans les lagunes de Gatumba (2006), de l'Association « Tugiriranire imbabazi mu kurabana » des exploitants de *Phragmites mauritianus* au sous-secteur Kayobera (2011) et des Associations « Twibesheho » et « Dukomeze ibikorwa » des exploitants d'*Hyphaene benguellensis* au secteur Palmeraie agréées respectivement en 2013 et en 2014. Le fonctionnement des associations d'exploitants est régi par des conventions écrites ou verbales qui ont été conclues entre les exploitants et le gestionnaire, comme des outils réglementaires locaux ayant force de loi, même s'ils sont rarement respectés dans la pratique.

Les comités d'élus collinaires et communaux pour la conservation et le développement et le comité mixte de gestion du parc prévus par la loi n°1/10 du 30 mai 2011 ont été mis en place à partir de 2012 mais n'ont jamais été opérationnels, faute de vision commune avec le gestionnaire qui voulait en faire des relais fort utiles dans la conservation alors que leurs membres voyaient dans leur élection un mandat et des opportunités financières certaines. Quant aux populations locales, elles sont quelquefois consultées pour certaines actions de conservation, au travers de leurs représentants ou des partenaires externes, même si le pouvoir de décision revient pleinement au gestionnaire (UICN, 2011).

2.2.2.11. Une gestion déficiente, des défis multiformes pour la conservation

Le Parc de la Rusizi constitue l'aire protégée du Burundi la plus menacée par les pressions anthropiques qui sont dominées par la conversion de l'utilisation des terres, l'exploitation des ressources végétales et la modification des habitats (Nindorera et al, 2000; UICN, 2011). Il est en réalité devenu « un parc agropastoral ouvert » sous statut légal de protection stricte, du fait d'activités agropastorales qui sont interdites mais tolérées (Wakana et al, 1996; Ntakimazi et al, 1999; Nzigidahera, 2003, 2008). Ces pressions d'exploitation entraînent une dégradation continue de la biodiversité et de la végétation (Wakana et al, 1996; Ntakimazi et al, 2000; Nzigidahera, 2003) dont la nature, les processus et l'ampleur restent encore mal connus. Les défis de conservation auxquels est actuellement confronté le Parc de la Rusizi, qui ont été analysés au moyen d'une grille de 15 indicateurs de gestion, sont présentés à la Figure 16.

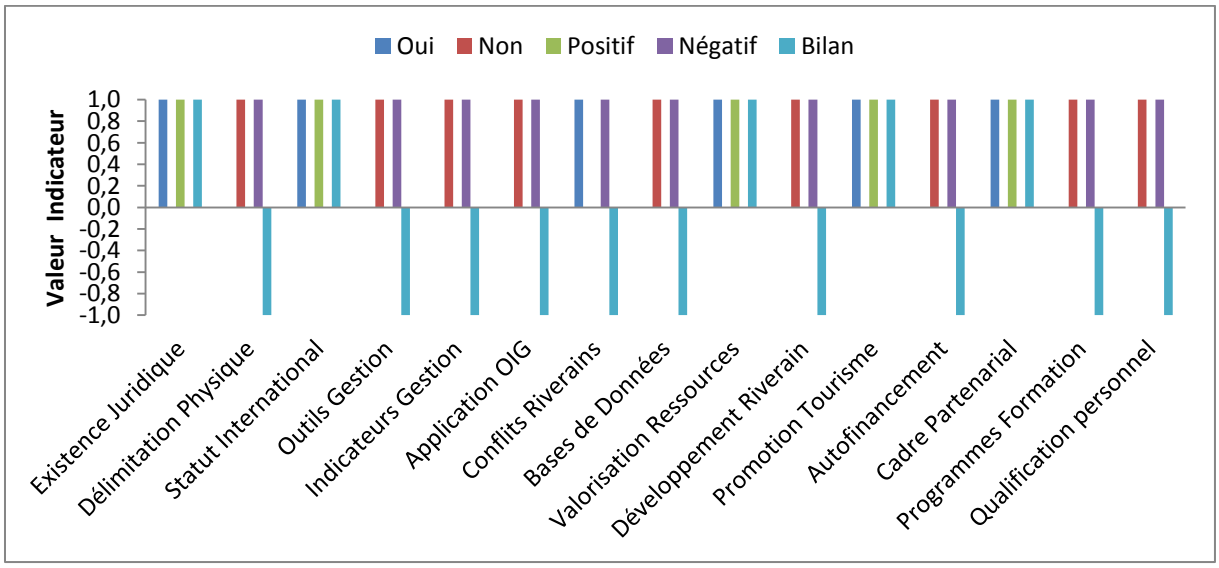


Figure 16: Evaluation des indicateurs de gestion du Parc en 2015

Source : Simulations effectuées sur base des principes de gestion

Les résultats d'analyses montrent qu'à l'exception de 5 indicateurs qui sont en bilan positif, à savoir : (1) l'existence juridique, (2) la possession d'un statut international, (3) la valorisation participative des ressources, (4) la promotion du tourisme et (5) la structuration d'un cadre partenarial, les autres indicateurs de gestion sont en bilan négatif ; soit près de 70% de facteurs défavorables à une conservation durable. L'absence de limites physiques, le manque d'outils et d'indicateurs de gestion, l'intensification des conflits riverains, le manque de bases de données sur l'aire protégée et l'incapacité d'autofinancement constituent les principaux indicateurs de l'inefficacité des politiques, des méthodes et des actions de conservation.

Les principaux défis et facteurs de menaces pour l'efficacité de conservation du Parc national de la Rusizi sont au nombre de dix. Il s'agit de : (1) l'omniprésence d'énormes convoitises foncières qui sont sous-tendues par de fortes ingérences politiques et des chevauchements administratifs multisectoriels, particulièrement au secteur Palmeraie, (2) la présence de grands établissements et activités intérieurs qui sont parfois en extension, (3) la multiplication de centres et de localités périphériques qui sont fortement dépendants du parc, (4) la perméabilité totale du parc sur la façade occidentale de la rivière Rusizi; l'aire protégée étant transfrontalière sans être protégée du côté congolais, (5) les frustrations des populations périphériques non servies lors de la distribution des terres amputées au parc en 2000, (6) les frustrations des populations attributaires de terres que le décret n°100/282 du 14 novembre 2011 a expropriées, (7) l'affaiblissement du pouvoir du gestionnaire avec le processus de décentralisation qui renvoie la gestion des ressources naturelles aux conseils communaux, (8) la complicité et la collusion entre les autorités d'occupation illégale du parc et les populations qu'elles emploient dans les grandes plantations, (9) l'insuffisance quantitative et qualitative du personnel face à l'accroissement des pressions anthropiques et (10) le manque d'autonomie financière, la faiblesse des recettes et l'incapacité d'autofinancement.

Ce sont précisément ces défis posés à la gestion du Parc de la Rusizi qui ont inspiré et motivé cette thèse qui va, au moyen des images satellitaires prises en continue sur la zone de l'aire protégée depuis 1984 et des méthodes d'analyse intégrée du milieu, analyser les dynamiques d'occupation du sol et dégager les tendances d'évolution avant d'explorer et d'expliquer les facteurs anthropiques et naturels qui sont responsables des évolutions constatées. Un tel travail constitue le passage obligé pour connaître les états successifs de conservation, établir les formes et les niveaux de dégradation, comprendre les facteurs et les mécanismes responsables de la dégradation de l'aire protégée et promouvoir une gestion adaptative et dynamique fondée sur l'ajustement des objectifs, des plans et des stratégies de gestion.

CHAPITRE 3. MATERIEL ET METHODES

3.1. Démarche méthodologique générale

La méthode générale de recherche et d'investigation que nous avons utilisée a combiné et exploité trois sources de données, à savoir : (1) la synthèse interprétative des données théoriques bibliographiques et des articles de revues sur la conservation de la nature et la télédétection des changements, (2) l'analyse des données empiriques quantitatives et qualitatives issues des rapports d'organismes, d'institutions et de services spécialisés en matière de conservation de la nature et d'environnement et (3) les mesures, observations et entretiens de terrain sur le climat, la socio-économie et la gestion des ressources naturelles.

Le corpus documentaire utilisé est constitué de : (1) les articles de revues scientifiques avec comités de lecture, (2) les thèses et mémoires, (3) la littérature grise composée de synthèses scientifiques et d'ouvrages, (4) les rapports techniques et d'expertise, (5) les documents cadres, de planification de politiques publiques ou législatifs, (6) les actes de colloques, (7) les supports de vulgarisation/communication et (8) les autres références comme les sites internet spécifiques. Les ressources documentaires utilisées ont été acquises dans différents bibliothèques, laboratoires et centres de recherche, administrations et sites Web spécialisés.

Notre démarche a systématiquement exploité la technique de triangulation des méthodes, des sources d'informations et des résultats pour une analyse interdisciplinaire à proprement parler et la validation des résultats (Jollivet et al, 2005; Mamadou, 2006). La posture interdisciplinaire a été choisie parce qu'elle contribue à « une meilleure compréhension des phénomènes » qui font l'objet d'une recherche en « faisant progresser méthodologiquement l'intégration des apports disciplinaires » dans la compréhension et l'explication des mêmes phénomènes (Jollivet et al, 2005). Dans le domaine de la gestion de l'environnement et des aires protégées qui nous intéresse, elle s'impose parce que les processus et les facteurs qui gouvernent la dynamique des ressources naturelles intègrent forcément « des questions naturelles à dimension sociale » et « des questions sociales à dimension naturelle » dans un contexte où la recherche n'est pas autonome de la demande sociale (Jollivet et al, 2005).

L'approche méthodologique d'analyse s'est successivement appuyée sur les données de télédétection de la zone d'étude et le modèle d'analyse écosystémique DPSIR qui intègre les variables «Forces Motrices », « Pressions », « Etat », « Impact » et « Réponses » et exprime les dimensions sociale et économique dans les « forces directrices » et « les réponses » (Eurostat, 1999; Rwanyiziri, 2009; Requier-Desjardins, 2012). L'analyse de ces variables a essentiellement porté sur : (1) les croissances urbaine et démographique périphériques, la pauvreté et l'insécurité, (2) les prélèvements contrôlés et incontrôlés des ressources naturelles, (3) les changements de statuts et des limites de l'aire protégée, (4) la dégradation continue de la biodiversité et (5) la gouvernance, les investissements et la gestion participative.

L'analyse des réponses (actions correctrices) aux menaces qui pèsent sur le Parc de la Rusizi en termes de régulation (Requier-Desjardins, 2012) a porté sur : (1) les progrès dans l'approche de conservation et la gestion participative (Brown, 2003; Adams et al, 2004; Guéneau et al, 2004) , (2) la capacité de génération des recettes et d'autofinancement axée sur l'écotourisme et l'exploitation des ressources (James, 1999; Balmford et al, 2002; Dumoulin et al, 2005; Emerton, 2006; Koontz, 2008; Manuel et al, 2008; Granier, 2009; Bonnin et al, 2012) et (3) l'affectation et l'utilisation des recettes d'exploitation, notamment pour soutenir la conservation et impulser le développement local en périphérie de l'aire protégée.

Les données originales inédites de terrain sur lesquelles repose l'étude ont été puisées dans les rapports mensuels, trimestriels et annuels de gestion du Parc de la Rusizi de 1987 à 2015.Les données quantitatives, qualitatives et cartographiques complémentaires pour la caractérisation biophysique et socio-économique de la zone d'étude ont été collectées sur base de : (1)les guides d'entretien semi-directifs en focus groupes et individuels des acteurs de la conservation, (2) les relevés GPS et (3) les observations guidées de terrain.

3.2. Variables, données et méthodes d'analyses

3.2.1. Dynamique d'occupation du sol

3.2.1.1. Données images de télédétection

L'intérêt de l'imagerie satellitaire et des systèmes d'information géographique pour le suivi de l'évolution des espaces et des phénomènes naturels à travers l'analyse diachronique de l'occupation du sol a été clairement démontré par un nombre important d'études et de chercheurs (Bell, 1974; Ulbricht et al, 1998; Girard et al, 1999; Inglada, 2001; Lambin et al. 2001; Foody, 2002; Soudani, 2005; Mayaux et al, 2007).

Dans notre étude, nous avons utilisé 5 images multi-temporelles Landsat ortho-rectifiées et géoréférencées de la scène de Path/Row 173-062 qui couvre la zone de l'aire protégée. Il s'agit des images Landsat des années 1984, 1990, 2000, 2011 et 2015 dont les caractéristiques sont reprises au Tableau II. Les années spécifiques d'étude ont été choisies parce qu'elles traduisent des repères significatifs dans l'histoire de la conservation de l'aire protégée et expriment, en cela, les états de référence pour la comparaison des évolutions successives.

L'image de 1984 est la première image nette de la zone d'étude depuis la création de l'aire protégée en 1980, sous le statut de Réserve. L'image de 1990 correspond à l'année de passage du statut de Réserve à celui de Parc. L'image de 2000 traduit en revanche le retour au statut de Réserve. L'image de 2011 cadre avec le retour de l'aire protégée au statut de Parc. Quant à l'image de 2015, elle a été choisie pour apprécier les effets éventuels du changement de statut opéré en 2011. Les images utilisées ont été acquises en début de saison sèche, entre mai et juillet, pour éviter les images trop bruitées et avoir une différenciation maximale des éléments d'occupation du sol, en particulier celle des herbacées et des ligneux (Sambou, 2004; Sarr, 2009; Tabopda et al, 2010; Maman et al, 2011).

L'élaboration du Modèle Numérique de Terrain (MNT) pour l'analyse de la distribution et des variations altitudinales des superficies des classes spécifiques d'occupation du sol (cultures, brûlis) a été effectuée par croisement des cartes des zones définies avec une image SRTM de type GDEM ASTER du Burundi de 30 m de résolution. L'image utilisée a été téléchargée gratuitement sur le site http://asterweb.jpl.nasa.gov/gdem.asp de la NASA. Elle a été découpée sur les limites du parc avant d'être projetée dans le système WGS 1984, UTM Zone 35 S et d'être rééchantillonnée à 15 m de résolution au moyen du logiciel ArcGIS 10.1.

Les images satellitaires Landsat ont été choisies pour leur disponibilité unique et continue depuis 1972, à travers le programme Earth Resources Technology Satellites (ERTS) de l'Administration spatiale et aéronautique nationale américaine (NASA), leur accès gratuit par téléchargement sur le site http://glovis.usgs.govou http://earthexplorer.usgs.govdu programme Glovis (USGS), leurs bonnes résolutions spatiale, temporelle et spectrale qui permettent une identification, une discrimination et un suivi suffisants des éléments du paysage (Mbow, 2000) et leur grande fauchée (185 km x 185 km) qui rend possibles et relativement aisés les études et le suivi de phénomènes à grande échelle.

Tableau II: Principales caractéristiques des images satellitaires utilisées

Satellites	Capteurs	Nombre de bandes spectrales	Mode Acquisition	Résolution spatiale principale	Numéro Scène	Date Acquisition
Landsat 5	MSS-TM	7	Wb	30m	P/R 173-062	26/05/1984
Landsat 4	MSS-TM	7	Wb	30m	P/R 173-062	03/06/1990
Landsat 7	ETM^{+}	8	Wb	30m	P/R 173-062	15/06/2000
Landsat 5	MSS-TM	7	Wb	30m	P/R 173-062	23/07/2011
8 LDCM	OLI-TIRS	11	Pb	30m	P/R 173-062	18/07/2015

Wb: Mode d'acquisition Whisk broom Pb: Mode d'acquisition Push broom P/R: Path/Row

3.2.1.2. Traitement et analyses des données de télédétection

La première étape de l'analyse a été la photo-interprétation des images satellitaires qui consiste à repérer les différentes unités homogènes d'occupation du sol (Galicia et al, 2007). L'interprétation visuelle des images a été facilitée par notre connaissance de la zone d'étude, de par notre propre expérience, les résultats d'études antérieures (Reekmans, 1980; Ntakimazi et al, 2000; Nzigidahera, 2003, 2008) et les observations et entretiens de terrain.

En vue de limiter les décalages des images du fait de la différence des capteurs et d'optimiser leur superposition pour l'analyse diachronique, les images de 1984, 1990, 2000 et 2011 ont été ortho rectifiées en référence à l'image de 2015, à partir des points d'Amer repérés. Après cette opération, une composition colorée fausses couleurs 543 dans les plans de l'infrarouge court (1,550-1,750µm), du proche infrarouge (0.730-0,900µm) et du rouge (0.630–0.690µm) a été appliquée aux images de 1984, 1990, 2000 et 2011 dans le logiciel Envi 4.5 pour mieux visualiser les unités d'occupation du sol à l'aide d'un contraste (Caloz et al., 1993; Girard et al., 1999) et faciliter la détection des changements (Tabopda et al, 2010).

Pour l'image de 2015, c'est la composition colorée 654 qui a été effectuée dans les plans de l'infrarouge court (1,560-1,660µm), du proche infrarouge (0.845-0,885µm) et du rouge (0.630–0.680µm).

La classification des images s'est effectuée avec la méthode de classification supervisée, selon l'algorithme du maximum de vraisemblance qui a été choisi dans la mesure où il utilise les statistiques des sites d'entraînement (échantillonnages couplés) pour calculer la probabilité d'appartenance des pixels à l'une des classes d'occupation du sol (Mas, 2000).

Cette méthode a l'avantage de fournir un indice de certitude lié au choix de la classe d'appartenance de chaque pixel. Son postulat est que la signature spectrale des pixels est représentative de la classe dans laquelle ils se trouvent (Bonn et al, 1992). La référence utilisée pour la nomenclature et la cartographie des types de végétation est la typologie de Yangambi modifiée (Aubreville, 1957 ; De Wispelaere, 2002).

La nomenclature des types d'occupation du sol s'est basée sur les modèles de classification Land Cover Classification System (LCCS) de la FAO (Di Gregorio et al, 2000) et Corine Cover du Programme européen Copernicus de l'Agence européenne pour l'environnement (CEC, 1993, 2001) qui ont été adaptés de manière détaillée au Parc de la Rusizi.

En définitive, 11 classes d'occupation du sol ont été identifiées et analysées sur les différentes images d'étude, à savoir : [1]la forêt à *Hyphaene benguellensis*, [2]les reliques de forêt dense de basse altitude, [3]la savane arborée, [4]la savane arbustive, [5]la savane herbeuse à *Phragmites mauritianus*, [6]la végétation aquatique, [7]les plans d'eau, [8]les zones cultivées, [9]les sols dénudés, [10]les zones bâties et [11]les zones brûlées (Auteur, 2017).

D'ores et déjà, nous précisons que: (1) la végétation aquatique tient ici lieu de « végétation aquatique et semi-aquatique » (Reekmans, 1980; Nzigidahera, 2003), (2) les zones cultivées traduisent ce que ces auteurs appellent « formations post-culturales », (3) les reliques de forêts denses représentent les formations forestières des ravins (Nzigidahera, 2003), (4) la savane herbeuse correspond aux formations de marais (Reekmans, 1980) et (5) les « sols dénudés » englobent « les pelouses rases » et « la steppe » de par la dominance de leur radiométrie au niveau des capteurs satellitaires étant donné la forte dégradation de ces formations végétales (Nzigidahera, 2003) et la résolution spatiale des images utilisées (30 m).

Les classifications réalisées ont été homogénéisées par l'application d'un filtre majoritaire de type Kernel 3 x 3 et vectorisées dans Envi 4.5 avant l'exportation des résultats dans ArcGIS 10.1 pour la cartographie et les analyses cartographiques de l'occupation du sol.

3.2.1.3. Précision et vérification des classifications d'images

La précision des classifications d'images a été évaluée à l'aide des matrices de confusion (Foody, 2002; Godard, 2005). Pour chaque classification d'image, des mesures communes et largement utilisées tels que la précision globale, le coefficient Kappa et les erreurs de commission et d'omission liées respectivement au producteur et à l'utilisateur, ont été calculées (Foody, 2002; Abdel- Kawy et al, 2011).

Le coefficient Kappa en donne une estimation plus précise parce qu'il désigne le rapport entre le nombre de pixels bien classés et le total de pixels sondés ou échantillonnés (Congalton, 1991). En ce qui concerne la précision globale, tout système de classification de l'utilisation et de l'occupation des terres à partir des données de télédétection doit avoir un niveau d'occurrence de l'interprétation d'au moins 85% et des occurrences d'interprétation de plusieurs catégories à peu près identiques (Anderson, 1971). En revanche, les valeurs du coefficient Kappa supérieures ou égales à 0.81 sont jugées excellentes (Landis et al, 1977).

Après avoir jugé suffisamment précises les classifications des images, une vérification de terrain pour la validation des résultats a été effectuée en utilisant des données de référence.
La validation directe a porté sur l'image la plus récente (2015) tandis que la validation pour les images plus anciennes (1984, 1990, 2000 et 2011) s'est basée sur la comparaison avec la carte d'occupation du sol de la plaine de la Rusizi (Reekmans, 1980) et les entretiens semi-structurés menés auprès des gardes forestiers les plus anciens du Parc de la Rusizi en s'appuyant sur l'interprétation visuelle des cartes générées par les classifications d'images.

Plus précisément, la classification de l'image de 2015 a été validée à l'aide d'une batterie de 94 points de contrôle au sol (PCS) de coordonnées X et Y bien définies dans le système WGS 1984, UTM, Zone 35S (Adia et al, 2013). Les points utilisés ont été échantillonnés sur l'image classée, à des positions stratégiques en rapport avec l'accessibilité, à raison de 4 à 8 points de référence par classe thématique, selon son étendue. Une carte des points de contrôle a été élaborée pour une bonne orientation et leur localisation aisée sur terrain au moyen d'un GPS de Marque Garmin 60 dans lequel les coordonnées respectives des points de contrôle au sol ont été préalablement encodées.

3.2.1.4. Cartographie, analyses cartographiques et détection des changements

Les analyses cartographiques et l'extraction des statistiques d'occupation du sol ont été effectuées à l'aide des cartes d'occupation du sol des 5 années considérées et des cartes de changements des périodes intercalaires. La production des cartes a été réalisée à partir des données d'exportation des classifications générées dans Envi 4.5 qui ont été projetées dans le système WGS 1984, UTM Zone 35S, avant d'être calées aux limites physiques du parc à l'aide de la « fonction clip » de la boîte à outils d'ArcToolbox d'ArcGIS 10.1.

Les croisements couplés des cartes d'occupation du sol ont permis de générer les cartes de changement des unités paysagères. Ils sont basés sur des transformations ensemblistes « union-intersection » (Noyola-Medrano, 2006) opérées à l'aide de la «fonction intersect» de la boîte à outils ArcToolbox d'ArcGIS 10.1. Les superpositions des cartes se fondent sur une codification des classes d'occupation du sol et une comparaison des codes de classes entre deux dates considérées. Les changements d'occupation du sol sont ainsi identifiés à partir des changements de codes pour les vecteurs homologues (Maman et al, 2011). Ils sont décrits à l'aide des matrices de transition correspondant aux dates définies.

L'analyse de la dynamique d'occupation du sol a été effectuée à l'aide du taux annuel moyen d'expansion spatiale (Ta) calculé à partir de la formule : $Ta = 100 * \frac{S2-S1}{S1(t2-t1)}$[2] où S_1 et S_2 représentent respectivement les superficies d'une classe d'occupation du sol donnée aux années t_1 et t_2 (Oloukoï et al, 2006 ; Oloukoï, 2012 ; Housérou et al, 2015).

Elle a permis de dégager les évolutions les plus remarquables observées entre 1984 et 2015. Une fois les liaisons de classes d'occupation du sol établies à l'aide des matrices de transition, nous avons calculé les taux de changement de surfaces des classes d'occupation du sol entre les dates successives, en considérant les incréments de temps respectifs (Δt_i).

3.2.1.5. Cartographie et détection des changements des plans d'eau

Les plans d'eau jouant un rôle important dans le paysage et le fonctionnement du parc qui est classé site Ramsar (Bukuru et al, 2013) et dont les habitats humides doivent être spécifiquement aménagés et gérés (Cayate et al, 2015), ils ont été analysés de manière particulière. Dans le contexte du changement climatique, en effet, les zones humides dont font partie les plans d'eau sont des écosystèmes sensibles (Sihan et al, 2014), productifs et aux services écologiques et socio-économiques multiples (MEA, 2005; CDB-Ramsar, 2007).

Les plans d'eau ont été d'abord étudiés comme « une classe d'occupation du sol » à part entière qui évolue de manière spécifique en tant que composante écosystémique de l'aire protégée (Rodriguez et al, 2007; Cayate et al, 2015). Ils ont été ensuite analysés en tant « qu'entités hydrologiques démembrées ou séparées » qui évoluent individuellement sous l'influence de facteurs externes, en présentant, pour certains, des connectivités spatiales.

Les catégories de plans d'eau étant définies différemment selon les organisations et les auteurs, en fonction de critères physiques et socio-économiques (Sajaloli et al, 2001; SANDRE, 2005; Ramsar, 2006; Touchart, 2007; RECM, 2009; Oertli et al, 2013), nous définissons « un plan d'eau » comme « toute entité hydrologique d'au moins 0,09 ha de superficie » en référence à la résolution spatiale des images utilisées (30 m) ; quels qu'en soient les caractéristiques physiques et les usages socio-économiques (Auteur, 2017).

Dans la détection des plans d'eau, nous avons prédéfini 4 situations : (1) les plans d'eau qualifiés « d'inexistants » avant leur première détection; (2) les plans d'eau considérés comme « disparus » quand ils ne sont pas détectés après une identification ; (3) les plans d'eau considérés comme « apparus » à l'année de leur première détection et (4) les plans d'eau qualifiés de « réapparus » lorsqu'ils sont redétectés après une disparition (Auteur, 2017).

La fréquence et la régularité des détections ont été utilisées comme des indicateurs de « permanence » et de « temporalité » des plans d'eau (Auteur, 2017). Les plans d'eau qui sont considérés comme « permanents » ont une fréquence de détection d'au moins 60% et possèdent au minimum 2 détections successives. Les autres plans d'eau sont qualifiés de « temporaires ». Afin d'évaluer le niveau de stabilité de la classe des plans d'eau, proportionnellement à son importance relative et à la stabilité globale de l'aire protégée, nous avons introduit les concepts de « stabilité intrinsèque » et de « stabilité pondérale ».

La stabilité intrinsèque représente le rapport entre « la stabilité des plans d'eau » et « le taux de couverture en eau » du parc déterminés par l'analyse cartographique tandis que la stabilité pondérale est le rapport entre « le taux équivalent » et « le taux réel » de couverture en eau du parc (Auteur, 2017). Dans notre étude, nous définissons « le taux équivalent de couverture en eau » comme le rapport entre la stabilité des plans d'eau et la stabilité globale du parc (Auteur, 2017). Une stabilité pondérale supérieure à 100% indique une stabilité proportionnellement plus élevée, relativement à l'ampleur des transformations spatiales qui affectent l'ensemble du parc et inversement.

Faute de références historiques documentées sur les plans d'eau du parc, l'attribution des noms vernaculaires aux plans d'eau détectés sur les images s'est déroulée en compagnie des gardes forestiers réunis à cet effet, sur la base des cartes de plans d'eau préalablement établies. Pour éviter la surcharge et l'illisibilité des cartes de plans d'eau à certaines années, nous avons fusionné les petits plans d'eau occasionnels avec les plans d'eau auxquels ils semblent spatialement liés, comme s'il s'agissait de leurs plans d'eau satellites. Dans ces cas, c'est le nom du plan d'eau de rattachement qui a été attribué au résultat de la fusion.

A l'exception de la rivière Rusizi et des lagunes Kumukaratusi et Kumuhasa dont les qualificatifs consacrés par la littérature disponible ont été gardés (Ntakimazi et al, 1999; Ntakimazi et al, 2000; Nzigidahera, 2003), les autres plans d'eau identifiés ont été dénommés « étangs» à cause de leurs superficies importantes et de leurs faibles profondeurs qui les différencient respectivement des mares et des lacs (Ramsar, 2006). La majorité des plans d'eau du parc occupent en effet des dépressions superficielles abandonnées par le lit instable de la rivière Rusizi (Nzigidahera, 2003).

L'évaluation de la sensibilité différentielle des plans d'eau individuels aux facteurs externes d'évolution a été déterminée par le taux annuel moyen relatif d'expansion spatiale Tar (%/ha/an) que nous définissons comme suit : $Tar = \frac{\mathrm{Ta}}{\mathrm{S1}}$[3] (Auteur, 2017) où S_1 est la superficie (ha) à la date $t_1$etTa (%/an) le taux annuel moyen d'expansion spatiale calculé selon la formule [2] (Oloukoï et al, 2006; Oloukoï, 2012; Housérou et al, 2015). Ce taux permet de comparer le comportement différentiel des plans d'eau relativement aux facteurs de stress ou aux pressions externes qui sont de nature climatique et socio-économique.

Le bilan périodique net des évolutions de la classe des plans d'eau a été déterminé en comparant les conversions des autres classes d'occupation du sol en plans d'eau (inondations, submersion) et les conversions des plans d'eau en d'autres classes d'occupation du sol (assèchement naturel, drainage agricole, colonisation végétale).

3.2.2. Indicateurs de structures et d'évolution spatiales

3.2.2.1. Détermination des indices de structures spatiales

Les données d'entrée et d'analyse que nous avons utilisées pour la détermination des processus de transformation spatiale qui ont affecté le Parc de la Rusizi au cours des périodes considérées selon le modèle de la Figure 17 sont les valeurs de (n), (a) et (p) des différentes classes d'occupation du sol calculées pour les années 1984, 1990, 2000, 2011 et 2015. Il s'agit des valeurs homologues et couplées (n_{1990}/n_{1984}, a_{1990}/a_{1984}, p_{1990}/p_{1984}), (n_{2000}/n_{1990}, a_{2000}/a_{1990}, p_{2000}/p_{1990}), (n_{2011}/n_{2000}, a_{2011}/a_{2000}, p_{2011}/p_{2000}), (n_{2015}/n_{2011}, a_{2015}/a_{2011}, p_{2015}/p_{2011}) et (n_{2015}/n_{1984}, a_{2015}/a_{1984}, p_{2015}/p_{1984}) qui ont été comparées entre elles pour les cinq périodes d'analyse définies par les années considérées.

Pour une année et une classe d'occupation du sol données, les valeurs de (n) ont été déterminées en comptant le nombre de polygones (taches) de la classe renseignés dans la table attributaire du résultat brut d'exportation de la classification de Envi 4.5 vers ArcGIS 10.1 avant leur fusion en une classe unique clairement définie avec la « fonction merge » d'ArcGIS 10.1. A l'inverse, les valeurs de (a) et de (p) ont été déterminées automatiquement après la fusion des polygones constitutifs de chaque classe au niveau des tables attributaires.

Dans les situations où on a $\{n_{t1}/n_{t0}>1,\ a_{t}/a_{t0}<1\}$, le processus de transformation spatiale peut être soit la fragmentation, soit la dissection des taches (Bogaert et al, 2004; Barima, 2009). La différenciation entre les deux processus est basée sur la comparaison entre la valeur observée ($t_{obs=}\ a_{t1}/a_{t0}$) et une valeur seuil de diminution d'aire prédéfinie (t_s). Comme il n'existe pas encore de consensus scientifique sur la valeur seuil à considérer, même si l'on considère que la fragmentation correspond à des valeurs tobs << 1 (Bogaert et al, 2004), nous avons pris un seuil (t_s) de 0,5 (Barima, 2009) pour distinguer la fragmentation de la dissection. Quand $t_{obs}\leq$ 0,5, nous avons conclu qu'il s'agit du processus de fragmentation des taches. Dans le cas contraire ($t_{obs}>0,5$), il s'agit du processus de dissection des taches.

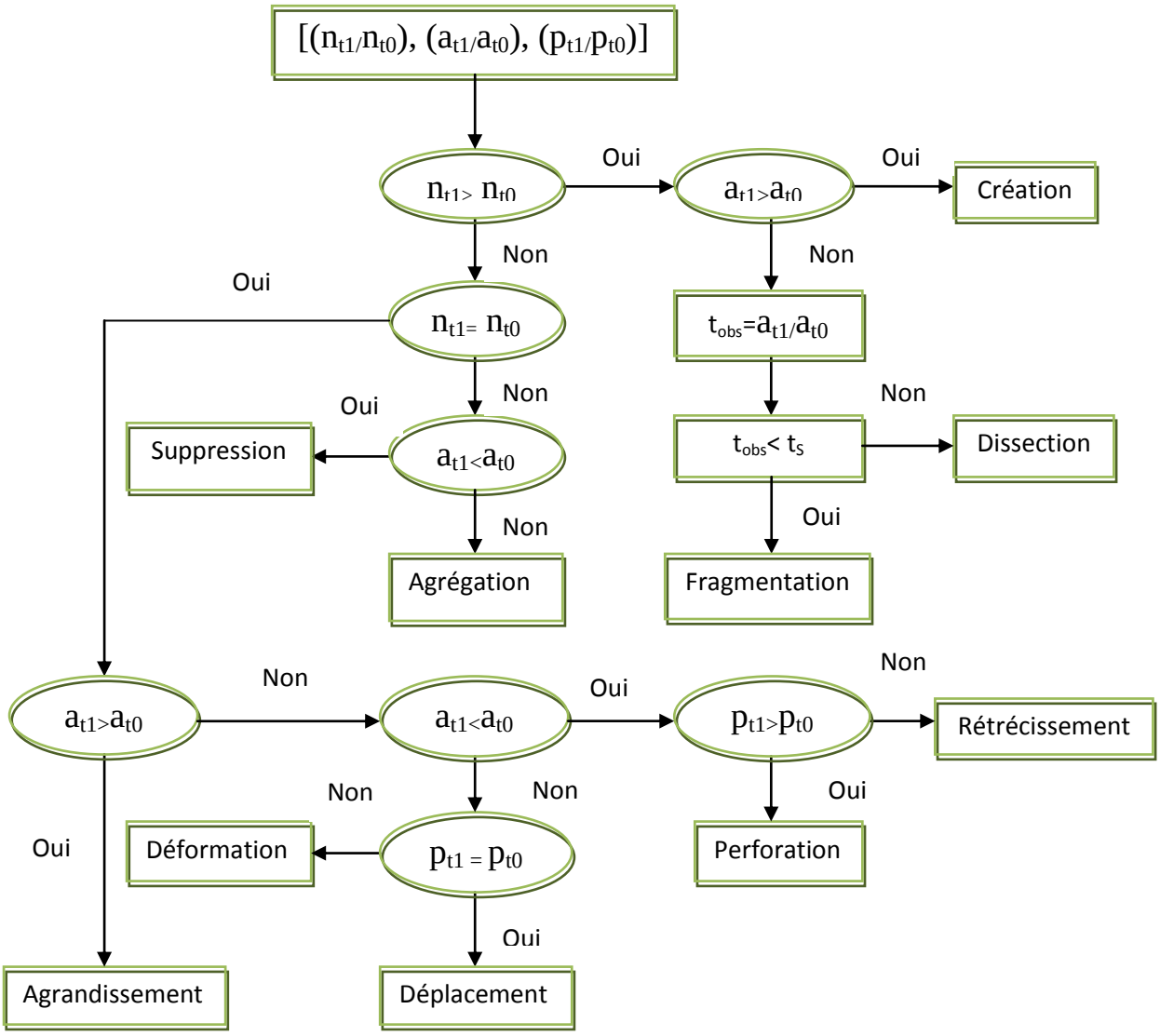


Figure 17: Arbre de décision pour la définition des PTS (Barima, 2009)

3.2.2.2. Détermination de la dominance des taches

Pour une année et une classe d'occupation du sol définies, les valeurs de dominance D(a) ont été déterminées en deux étapes. D'abord, nous avons identifié le polygone le plus étendu dans la table des attributs du résultat brut d'exportation de la classification dans ArcGIS 10.1 et noté sa surface (A_{max}). Ensuite, nous avons calculé la surface totale de la classe (A_t) après la fusion de tous les polygones de la table attributaire en une classe thématique unique avec la fonction « merge » du logiciel ArcGIS 10.1. Ainsi, la dominance de la plus grande tache de chaque classe a été obtenue en entrant ces valeurs dans la formule [1] qui a été appliquée.

3.2.2.3. Détermination des indices de tendance et des tendances évolutives

L'objectif de conservation du Parc de la Rusizi déclaré depuis sa création en 1980 étant « la sauvegarde des formations naturelles et du couvert végétal originel et la lutte contre l'érosion des sols » (Wakana et al, 1996; Nindorera et al, 2000; Cayate et al, 2015), nous considérons dans notre étude que le développement relatif du couvert végétal et des zones anthropisées dans les dynamiques d'occupation du sol constitue l'indicateur central des tendances évolutives et de la qualité de conservation de l'aire protégée (Auteur, 2017).

Ce postulat assumé « les régressions (R) » et « les conversions neutres (C_n)» définies ci-haut sont des processus dégradatifs ou neutres qui sont contraires aux évolutions souhaitées, contrairement aux « progressions (P)» et aux « stabilités ou maintiens d'écosystèmes en l'état (S)» qui sont des processus positifs bénéfiques pour la conservation (Auteur, 2017).

De manière agrégée, à l'échelle de l'aire protégée, les régressions, les progressions, les conversions neutres et les stabilités ont été calculées pour chacune des périodes considérées, à partir des analyses cartographiques. L'indice de tendance intègre trois variables qui sont « le taux de changements (Tc)», « le sens du bilan des changements» et « la valeur du bilan de changements (Bc)» (Auteur, 2017). Le taux de changement Tc représente la proportion des changements spatiaux qui est donnée par la relation : $Tc = 100 - S$ [4] (Auteur, 2017) où S est la stabilité globale (%). Le sens du bilan des changements est le signe positif ou négatif de l'écart entre la progression relative (X) et la dégradation relative (Y). La valeur du bilan de changements Bc est la valeur absolue de l'écart ainsi calculé (Auteur, 2017).

Les valeurs (X) et (Y) résultent d'une linéarisation mathématique qui recalcule la progression absolue (P) et la dégradation absolue (D) par rapport au taux de changement ramené à 100%. Lorsque $Bc > 0$, la tendance évolutive globale de l'aire protégée est positive (Auteur, 2017). Quand $Bc < 0$, la tendance évolutive est négative. A bilan de changement nul ($Bc = 0$), la tendance évolutive est déterminée par l'importance relative du taux de changement Tc et de la stabilité globale S; la valeur-seuil (S_{seuil}) étant fixée à 50%. Il s'agit de la solution de l'équation: $S = Tc \iff S = 100 - S$ [5]. En assumant qu'en matière de conservation « une stabilité vaut moins qu'une progression et mieux qu'une dégradation », nous considérons qu'à progression et dégradation relatives égales: $X - Y = 0 \Leftrightarrow Bc = 0$, l'évolution sera d'autant meilleure que la stabilité est importante et inversement. Si la stabilité mesurée $S_{obs} \geq S_{seuil}$, la tendance évolutive sera dite positive. Dans le cas contraire, elle sera dite négative (Figure 18).

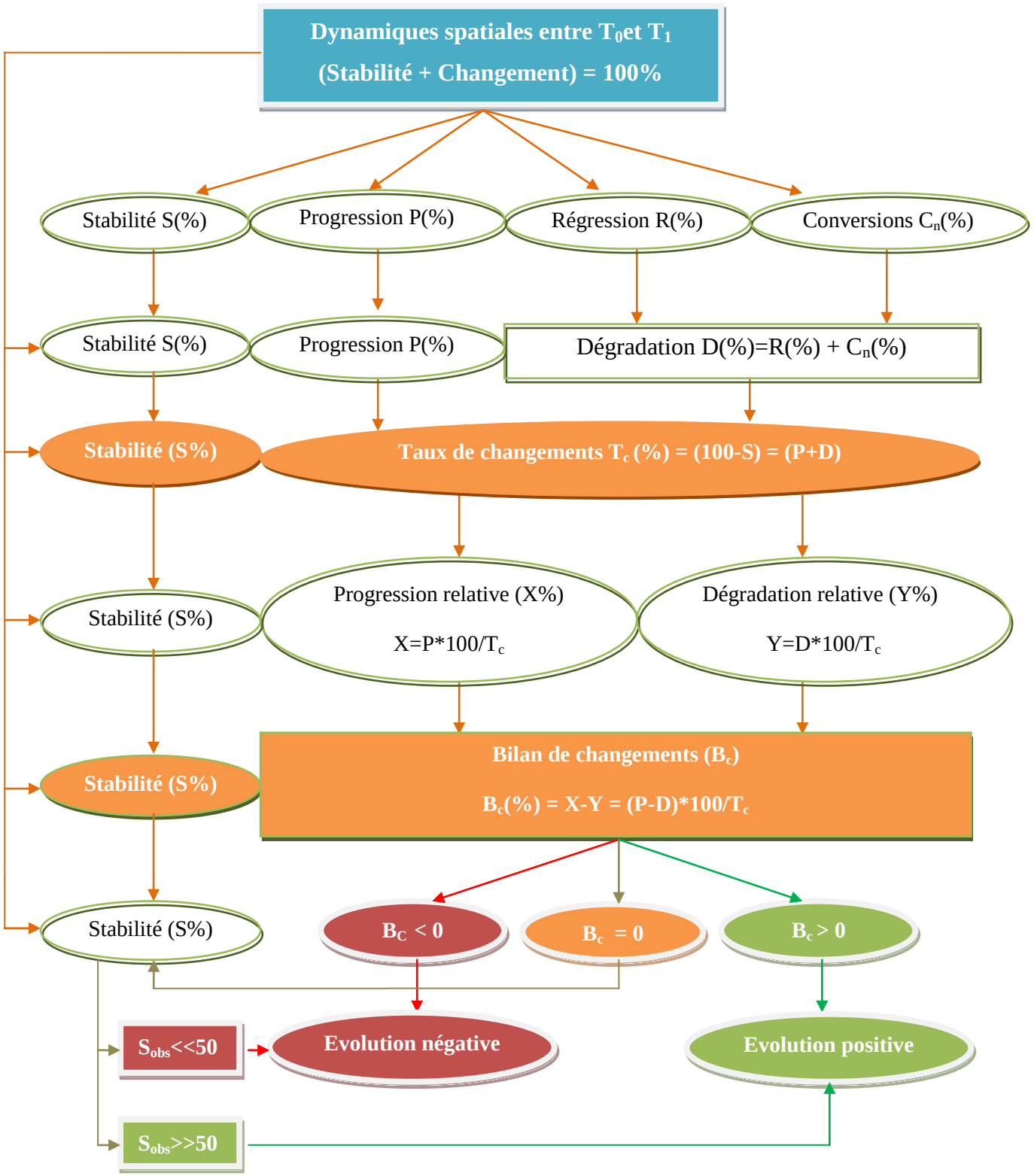


Figure 18: Algorithme de détermination des indices de tendance (Auteur, 2017)

Les paramètres S, P, R et C_n, qui permettent de calculer D, X, Y, T_c et B_c sont directement dérivés des matrices de transition d'occupation du sol. Les valeurs de T_c et B_c déterminées par calculs sont placées dans les cellules appropriées de la matrice d'évaluation et de classification des indices de tendance présentée au Tableau III.

Les colonnes et les lignes de la matrice représentent respectivement les taux de changement (T_c) et les bilans de changement (B_c) exprimés en pourcentages. Les taux de changement sont divisés en 4 classes de 25% d'intervalle qui traduisent, de 0 à 100, « une évolution faible » codée (1), « une évolution modérée » codée (2), « une évolution forte » codée (3) et « une évolution très forte » codée (4). Les bilans de changement sont divisés en 8 classes de 25% d'intervalle comprenant 4 classes de valeurs négatives en haut et 4 classes de valeurs positives en bas. Les classes de bilans négatifs signifient, de -100 à 0, « une tendance négative très forte » codée (a), « une tendance négative forte » codée (b), « une tendance négative modérée » codée (c) et « une tendance négative faible » codée (d). Les classes de bilans positifs expriment, de 0 à 100, « une tendance positive faible » codée (D), « une tendance positive modérée » codée (C), « une tendance positive forte » codée (B) et « une tendance positive très forte » codée (A). Les classes de bilans négatifs (a à d) et de bilans positifs (D à A) sont symétriques par rapport à la droite d'équation $Bc = 0$ (Auteur, 2017).

En définitive, les indices de tendance sont des combinaisons alphanumériques qui vont de 1d à 4a et de 1D à 4A, respectivement pour les tendances négatives et positives extrêmes, avec tous les intermédiaires possibles. L'interprétation des valeurs d'indices de tendance se fait à travers une lecture combinatoire des étiquettes des classes de taux et de bilans (Tableau III).

Tableau III : Matrice d'évaluation et de classification des indices de tendance

Variables			**Taux de changements (T_c %)**			
			[0-25]	] 25-50]	] 50-75]	] 75-100]
Bilan de changements (Bc%)	Dégradation	[-100,-75[	1a	2a	3a	4a
		[-75,-50[	1b	2b	3b	4b
		[-50,-25[	1c	2c	3c	4c
		[-25, 0]	1d	2d	3d	4d
	Progression	[0-25]	1D	2D	3D	4D
		] 25-50]	1C	2C	3C	4C
		] 50-75]	1B	2B	3B	4B
		] 75-100]	1A	2A	3A	4A
Période		Méthodologie et étapes de calcul des valeurs d'indices				Valeurs d'indices
Δt		{T_c= (100-S) = x ϵ] α-β] classe i; Bc = (X-Y) = y ϵ [γ-δ] (>, <) 0 classe j}				I_t = [(x, y); ij]

Source : Auteur (2017)

La validation des tendances évolutives périodiques définies par les indices de tendance obtenus par calculs s'est effectuée au moyen d'entretiens semi-structurés individuels et de groupe avec les chefs de parc successifs et le personnel technique qui ont évolué avec l'aire protégée depuis sa création en 1980.

Les entretiens se sont basés sur la matrice d'évaluation et de classification des indices de tendance et des tendances évolutives pour déterminer le sens et l'ampleur des évolutions constatées. Les entretiens individuels avec les chefs de parc ont été complétés et confirmés par un entretien de groupe avec les 10 gardes-forestiers les plus anciens du parc, dont 7 sont en poste depuis la décennie 1980-1990 au cours de laquelle l'aire protégée a été créée.

3.2.2.4. Détermination du coefficient d'asymétrie

Le coefficient d'asymétrie K_c du Parc national de la Rusizi a été déterminé suivant la formule $Kc = 0{,}28\frac{\mathrm{Pa}}{\sqrt{\mathrm{S}a}}$ [6] (Auteur, 2017) dans laquelle Pa et Sa désignent respectivement son périmètre et sa superficie. La formule utilisée s'obtient en exprimant le périmètre de l'aire protégée Pa en fonction du rayon du cercle équivalent Rc qui est calculé par la relation $Rc = \sqrt{\frac{\mathrm{Sa}}{\pi}}$ [7] dans laquelle Sa représente la surface commune de l'aire protégée et du cercle équivalent. En combinant la relation [7] avec la formule du coefficient d'asymétrie par définition, $Kc = \frac{\mathrm{Pa}}{\mathrm{Pc}}$ [8] où Pc est la circonférence du cercle équivalent, on aboutit à la formule proposée, sachant que $Pc = 2\pi\mathrm{Rc}$ [9]. La surface et le périmètre du parc ont été déterminés avec le logiciel ArcGIS 10.1 à partir de son fichier de forme (shape).

3.2.3. Facteurs d'évolution du Parc de la Rusizi

3.2.3.1. Dynamiques territoriales et interactions périphériques

L'analyse des dynamiques territoriales, des interactions et des menaces périphériques agissant comme des forces directrices ou des pratiques impactantes (Requier-Desjardins, 2012) s'est focalisée sur la spatialisation des aspects socio-économiques et démographiques. De manière spécifique, elle a porté sur: (1) la localisation et la distribution spatiales des villages et des marchés périphériques dépendants directement du parc, (2) l'identification et la caractérisation des principales activités socio-économiques des villages périphériques dépendants du parc, (3) l'identification et la caractérisation qualitatives des ressources naturelles prélevées par les villages périphériques et (4) la distribution spatiale et l'évolution de la population périphérique dépendante des ressources du parc.

La localisation des villages et des marchés périphériques a été effectuée au moyen de parcours systématiques orientés par l'administration territoriale et les gestionnaires du parc, sur base du critère de dépendance directe au parc. Les coordonnées géographiques des différents sites ont été prises à l'aide d'un GPS de marque Garmin 60et utilisées pour la cartographie après leur projection dans le système WGS 1984, UTM Zone 35S avec le logiciel ArcGIS 10.1.

La caractérisation des activités socio-économiques des villages périphériques et de la dépendance de ces derniers aux ressources du parc a été effectuée sur base des rapports techniques, des observations directes et des entretiens semi-directifs individuels et en focus groupes avec les responsables administratifs, les gestionnaires du parc et les populations concernées. Les populations des villages périphériques à différentes périodes ont été déterminées par extrapolation des données de recensements généraux de la population du Burundi des années 1979, 1990 et 2008 et des recensements administratifs des communes Gihanga et Mutimbuzi de l'année 2015.

3.2.3.2. Modélisation des menaces et des pressions périphériques

L'évaluation des menaces potentielles et des pressions différentielles des localités périphériques dépendantes du parc s'est basée sur leurs « distances –temps d'accès (DTA)», leurs « durées journalières de travail en champ (DJTC)» et « leurs populations » respectives.

Pour des populations identiques, une localité sera d'autant plus menaçante qu'une autre sur l'aire protégée qu'elle est plus rapprochée de celle-ci. Pour des distances identiques ou un même éloignement, une localité sera d'autant plus menaçante qu'une autre qu'elle est plus peuplée. Selon notre modèle, les localités seront donc d'autant plus menaçantes pour le parc qu'elles sont plus dépendantes, plus peuplées et plus proches (Auteur, 2017).

Pour chaque localité périphérique, la DTA en km a été mesurée avec le logiciel ArcGIS 10.1, à partir de la carte des localités. La DTA ainsi mesurée a été convertie en temps d'accès correspondant (TA), en délimitant des secteurs géographiques décalés de 30 mn de marche pour 3 km de distance. Pour chaque secteur ainsi délimité, la DJTC a été calculée par la formule:$Y = 12 - 2\left(\frac{X}{6}\right) \Leftrightarrow \mathrm{Y} = 12 - \frac{X}{3}$ [10] (Auteur, 2017) où Y est la DJTC exprimée en heures et X la DTA en km. Dans l'application de la formule, la durée des trajets aller-retour $\frac{X}{3}$ est arrondie par excès, à l'unité près ou à la demi-unité près (Auteur, 2017).

3.2.3.3. Exploitation encadrée des ressources

L'analyse de l'exploitation encadrée des ressources naturelles a utilisé les données de dépouillement des rapports techniques mensuels de gestion du parc de 1987 à 2015 (OBPE, 2015) et les entretiens semi-structurés en focus-groupes avec les exploitants de ressources. Les données qualitatives de dépouillement des rapports qui ont été analysées sont : (1) les types d'exploitations autorisées, (2) les conditions d'exploitations, (3) la finalité des exploitations, (4) la contrepartie de l'exploitation en nature et (5) les sites d'exploitation. Les données quantitatives qui ont été analysées sont : (1) les effectifs d'exploitants agréés, (2) les taxes spécifiques d'exploitation, (3) les durées d'exploitation hebdomadaires et (4) les recettes d'exploitation du parc. Les entretiens semi-structurés avec les exploitants spécifiques nous ont quant à eux permis de déterminer : (1) la production moyenne journalière, (2) la durée hebdomadaire d'exploitation, (3) le prix de vente unitaire, (4) les revenus moyens d'exploitation et (5) l'évolution des effectifs d'exploitants.

Pour certaines périodes et certaines ressources, les effectifs d'exploitants ont été déduits des recettes mensuelles d'exploitation perçues par le Parc et des taxes d'exploitation, en arrondissant les valeurs obtenues par excès. Pour un type d'exploitation donné, le revenu mensuel net des exploitants encadrés Rm ($US) a été déterminé suivant la formule ci-après: $Rm = (4XYZ - C)/Tc$ [11] (Auteur, 2017) où $X, Y, Z, C\ et\ Tc$ représentent respectivement la durée d'exploitation (jours/semaine), la production moyenne journalière en unités appropriées, le prix de vente unitaire, la taxe ou la contrepartie mensuelle d'exploitation et le taux moyen de conversion du dollar américain ($US) en monnaie nationale de l'année considérée. Le coefficient 4 représente les quatre semaines que compte un mois.

Les données X, Y et Z d'entrée dans la formule ont été déterminées à partir des entretiens semi-structurés en focus-groupes avec les exploitants de ressources spécifiques, en présence des gestionnaires du parc. Les variables C et Tc ont été respectivement obtenues à la comptabilité du parc et à la Banque de la République du Burundi. Les taxes d'exploitation de bois mort ont été calculées indirectement en convertissant le travail en nature exigé en contrepartie en coûts mensuels de la main d'œuvre. Le revenu mensuel annuel net moyen (Rm') d'un exploitant-type pour une année donnée, toutes catégories d'exploitations confondues, a été calculé par la formule :$Rm' = \frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n} Rmi$[12] (Auteur, 2017) où n est le nombre d'exploitations encadrées durant l'année considérée et Rmi le revenu mensuel net correspondant à l'exploitation i qui est déterminé par la formule [11] présentée ci-dessus.

Le revenu annuel net moyen Ra ($US) d'un exploitant-type a été déterminé par la formule: $Ra = \frac{12}{n}\sum_{i=1}^{n} Rm'$[13] (Auteur, 2017) où n est le nombre d'exploitations autorisées durant l'année considérée et Rm' le revenu mensuel annuel net moyen de la même année.

La valeur de Ra a été utilisée pour comparer l'évolution des recettes du parc et les revenus moyens des exploitants, sur une base annuelle. L'écart de revenu entre le parc et un exploitant-type (Er) entre deux années quelconques t_0 et $t_1$comprises entre 1987 et 2015 a été déterminé par la relation: $Er = \sum_{t=to}^{t=t1}[Rp(t) - Ra(t)]$[14] (Auteur, 2017) dans laquelle $Rp(t)$ représente le revenu annuel cumulé du parc de l'année t pour l'ensemble des exploitations autorisées et $Ra\ (t)$ le revenu annuel net moyen d'un exploitant-type durant l'année t. L'effectif moyen (N) des exploitants encadrés d'une ressource donnée au cours d'une période fixée a été déterminé par la formule: $N = \frac{R}{T}$[15] (Auteur, 2017) où R représente les recettes d'exploitation perçues par le parc pendant la période considérée et T la taxe de la période payée par chaque exploitant ou l'équivalent monétaire de la contrepartie exigée sous forme de travail en nature; le résultat obtenu étant chaque fois arrondi par excès.

Tout exploitant agréé qui exploite une ressource donnée sans payer de taxe a été considéré comme un délinquant de retour et ignoré dans le décompte des exploitants réguliers. Les résultats de calculs simulés ont été soumis aux exploitants de ressources par entretiens de restitution pour validation avant d'être utilisés. L'analyse statistique approfondie des résultats de ces calculs préliminaires a été menée avec le logiciel SPSS 16.0.

3.2.3.4. Exploitation frauduleuse des ressources

Les exploitations frauduleuses constituent le véritable thermomètre des besoins prioritaires en ressources et de l'hostilité des populations face à la conservation. En réalité, elles représentent un déni et un défi pour la conservation. L'analyse des exploitations frauduleuses a été effectuée en deux temps. Nous avons d'abord effectué un dépouillement systématique des infractions renseignées dans les rapports mensuels de gestion du parc de 1987 à 2015 (OBPE, 2015). A ce stade, les données qualitatives qui ont été recueillies sont : (1) la nature des infractions, (2) l'appréciation qualitative des infractions après l'arrêt des enregistrements chiffrés en 2008, (3) la nature des principales saisies et (4) les localités les plus engagées dans l'exploitation frauduleuse. Les données quantitatives qui ont été dépouillées sont : (1) le nombre mensuel d'infractions, (2) les recettes d'amendes et de valorisation des saisies et (3) l'appréciation quantitative des infractions après 2008, à l'aide d'indicateurs appropriés.

Face à la multiplicité des infractions rapportées, nous avons ensuite effectué un travail de regroupement et d'hiérarchisation pour dégager les 10 infractions les plus dommageables sur lesquelles ont porté les analyses approfondies. Les infractions retenues ont été définies à l'aide d'une méthode multicritères de classification hiérarchisée qui donne, par cotation et croisement des critères, les valeurs et les niveaux d'impacts sur l'aire protégée (Tableau IV).

La méthode utilisée est une adaptation de la méthode d'évaluation rapide et d'établissement des priorités de gestion des aires protégées (RAPPAM) et de l'instrument de suivi de la gestion des aires protégées (METT) développés par le World Wildlife Fund for Nature (WWF) et la Banque Mondiale sur base du cadre général d'évaluation mis au point par la CMAP (Hocking et al, 1999; UICN, 2010). Les critères qui ont été utilisés à cette fin sont *la fréquence* des infractions (critère A), *la nocivité* des infractions (critère B) et *la vulnérabilité* ou *la fragilité* des ressources frauduleusement exploitées (critère C) (Auteur, 2017).

Pour une infraction déterminée et la durée des constats, la fréquence est le « *nombre annuel moyen* » de cas relevés, la nocivité « *la nature et l'ampleur de son impact* » exprimées en termes d'intensités des effets directs et/ou indirects sur les ressources affectées et la vulnérabilité, le « *niveau actuel de disponibilité et de sensibilité* » des ressources touchées exprimé en termes d'abondance (Ntiranyibagira, 2000). Nous postulons en effet que l'impact d'une activité infractionnelle est la résultante de sa gravité intrinsèque (*fréquence, nocivité*) et de la sensibilité de la ressource qu'elle affecte (*vulnérabilité ou fragilité*).

Ces critères sont cotés de 1 à 5 par niveaux de gravité décroissants. Le croisement des valeurs respectives attribuées aux trois critères ($A_{x)}$, ($B_{y)}$ et ($C_{z)}$ permet de définir les valeurs et les classes d'impact des infractions sur l'aire protégée. Ainsi la valeur d'impact d'une infraction est donnée par la relation : $Vi = Ax.By.Cz$ [16] (Auteur, 2017). En tout, 30 valeurs d'impact comprises entre 1 et 125 et réparties en3 classes ont été définies (Tableau IV).

A valeurs d'impact égales, l'hiérarchisation privilégie l'infraction la plus fréquente ; la fréquence étant le meilleur indicateur des besoins réels des populations et des pressions exercées sur les ressources (Auteur, 2017). Seules les 10 infractions les plus importantes ont fait l'objet d'analyses statistiques approfondies au moyen du logiciel SPSS 16.0**.**

Tableau IV: Critères d'évaluation et échelles de cotation des infractions

Critères	Niveaux de gravité décroissants	Echelles de dommages décroissants				
		1	2	3	4	5
Fréquence	Moyenne la plus élevée					
	Moyenne intermédiaire					
	Moyenne intermédiaire					
	Moyenne intermédiaire					
	Moyenne la plus faible					
Nocivité	Effets directs intenses					
	Effets directs modérés					
	Effets indirects intenses					
	Effets indirects modérés					
	Effets directs et indirects faibles					
Fragilité	Ressources menacées d'extinction					
	Ressources en régression					
	Ressources en équilibre					
	Ressources en progression modérée					
	Ressources en forte progression					
Résultante	Valeur d'impact (Vi)	$Vi = f * n * v$ (1^3 à 5^3 ou 1 à 125)				
	Classe d'impact (Ci)	Vi [1-30] Ci Elevé		Vi] 30-64] Ci Modéré		Vi] 64-125] Ci Faible
	Classe hiérarchique (Ch)	Classement final des infractions par gravité				

Source : Auteur (2017)

3.2.3.5. Exploitation et gestion écotouristiques

L'analyse des activités touristiques a exploité les données de dépouillement des rapports de gestion du parc de 1987 à 2015.Elle a porté sur : (1) les infrastructures, l'organisation et le marketing touristiques, (2) les catégories de touristes et leurs effectifs respectifs, (3) les droits d'entrée et les recettes touristiques et (4) les taux de recouvrement et les manques à gagner financiers. Les tarifs touristiques différant d'une catégorie de touristes à l'autre, nous avons déterminé et appliqué un tarif annuel moyen pour le calcul des taux de recouvrement et des manques à gagner financiers par rapport aux droits d'entrée fixés par le gestionnaire.

Le taux de recouvrement annuel moyen (Tr) a été déterminé par la relation : $Tr = \frac{Da}{Tm} * 100$ [17] (Auteur, 2017) où Da et Tm représentent le droit d'entrée moyen et le tarif touristique moyen exprimés en dollars américains ($US), toutes catégories de touristes confondues. Les droits d'entrée moyens pour une année donnée ont été déterminés par la formule : $Da = \frac{1}{N}\frac{Rt}{Tc}$ [18] (Auteur, 2017) dans laquelle Rt est la recette touristique annuelle en monnaie nationale, N l'effectif annuel de touristes et Tc le taux annuel de conversion du dollar américain en franc burundais. Le manque à gagner Mf entre deux années t_0 et t_1 comprises entre 1987 et 2015 a été déterminé par la relation: $Mf = \sum_{t=to}^{t=t1}[Nt\,.\,(Tmt - Dat)]$[19] (Auteur, 2017) où Nt est

l'effectif annuel de touristes de l'année t, Tmt le tarif moyen correspondant à l'année t et Dat le droit d'entrée moyen à l'année t. L'analyse statistique approfondie des résultats de dépouillement et des calculs préliminaires a été effectuée avec le logiciel SPSS 16.0.

3.2.3.6. Perception de l'exploitation et de l'évolution des ressources

L'analyse de la perception de l'exploitation et de l'évolution des ressources par les exploitants agréés a été effectuée au moyen de guides d'entretiens semi-structurés qui ont été administrés aux membres des groupements des exploitations encadrées. L'appréciation synthétique de la perception s'est exprimée à travers cinq variables, à savoir : (1) le niveau de taxation, (2) le niveau de production, (3) le niveau de disponibilité des ressources, (4) le niveau de revenu d'exploitation et (5) le niveau de la concurrence frauduleuse (Auteur, 2017).

L'échelle de cotation des variables se constitue de 3 niveaux, à savoir: 1 (faible), 2 (moyen/acceptable) et 3 (élevé/excessif) (Auteur, 2017). La perception de l'exploitation et de l'évolution de l'aire protégée par les gestionnaires a été évaluée au moyen de guides d'entretiens élaborés sur base des résultats d'analyses des dynamiques d'occupation du sol, de l'exploitation encadrée des ressources et de l'exploitation frauduleuse des ressources.

3.2.3.7. Evolution des conditions climatiques

L'analyse de l'évolution des conditions climatiques a porté sur les principaux paramètres climatiques, à savoir la pluviométrie et les températures qui contrôlent la répartition des biomes au niveau planétaire (Auzel et al, 2012). Les données utilisées ont été relevées à la station climatologique de Bujumbura-Aéroport qui est contigüe à la zone d'étude. Elles couvrent la période 1981-2015 (IGEBU, 2015).

L'analyse de la variabilité interannuelle des précipitations et des tendances pluviométriques a été réalisée au moyen du test de rupture de la série pluviométrique qui nous a permis de calculer les indices pluviométriques annuels (Nicholson, 1994 ; Hote et al, 2002; N'guessan et al, 2014; Doumouya et al, 2016). L'indice pluviométrique de Nicholson (U_i) est une variable centrée réduite déterminée par la formule: $Ui = \frac{Xi-\overline{X}}{\sigma}$[20] où X_i est la pluviométrie d'une année donnée i, $\overline{X}$la moyenne pluviométrique interannuelle et σ l'écart-type. Il permet de déterminer les années pluviométriquement excédentaires et déficitaires par rapport à la moyenne générale (Bergaoui, 2001 ; Elbouqdaoui et al, 2006). Les valeurs positives révèlent des excédents pluviométriques et les valeurs négatives, des déficits pluviométriques.

Selon les valeurs de l'indice $U_{i,}$ le statut d'une année définie est déterminé selon l'échelle suivante: (1) $U_i > 2{,}00$ (année extrêmement humide), (2) $1{,}50 < U_i < 1.99$ (année humide), (3) $1.00 < U_i < 1.49$ (année modérément humide), (4) $-0.99 < U_i < 0.99$ (année normale), (5) $-1.49 < U_i < -1.00$ (année modérément sèche), (6) $-1.99 < U_i < -1.50$ (année sèche) et (7) $U_i < -2.00$ (année extrêmement sèche) (Mc Kee et al, 1993 ; Elbouqdaoui et al, 2006).

L'analyse de la variabilité pluviométrique interannuelle a été complétée par la comparaison des « pluviométries cumulées des saisons des pluies » des années d'étude et des « moyennes pluviométriques annuelles » des périodes d'étude à la moyenne générale. La pluviométrie saisonnière cumulée constitue en effet un indicateur d'humidité plus intéressant à considérer pour l'estimation de la recharge en eau à la date des images que la pluviométrie annuelle qui comptabilise des apports d'eau ultérieurs aux dates considérées (Ntiranyibagira, 2014).

Pour chacune des années d'étude, la pluviométrie cumulée de la saison des pluies a été déterminée en additionnant les pluviométries mensuelles du début de la saison des pluies en septembre de l'année précédente à la fin de la saison des pluies en mai qui correspond également à la date d'acquisition de l'image de référence (1984). Afin de déterminer l'influence de la pluviométrie sur les paramètres spatiaux des plans d'eau (nombre, superficie, périmètre), une analyse de corrélation de rang de Spearman a été effectuée suivant la formule : $r_s = 1 - \frac{6 \sum_{i=1}^{N} d_i^2}{N^3 - N}$ [21] dans laquelle $\boldsymbol{r_s}$ est le coefficient de corrélation de Spearman, **d** la différence de rangs entre les valeurs de pluviométrie et du paramètre considéré et **N** le nombre d'observations (Méot, 2003 ; Saporta, 2006). L'analyse de corrélation a porté uniquement sur les « plans d'eau fermés » que nous appelons « points d'eau » stricto sensu en écartant la rivière Rusizi qui bénéficie d'apports extérieurs d'eau importants.

L'analyse des températures a porté sur la courbe de tendance générale par rapport à la moyenne interannuelle et sur l'indice des températures centrées réduites que nous définissons comme l'équivalent thermique de l'indice pluviométrique de Nicholson. L'indice thermique est défini par la formule $Vi = \frac{Yi - \overline{Y}}{\sigma}$ [22] dans laquelle Y_i est la température d'une année donnée i, $\overline{Y}$la moyenne thermique interannuelle et σ l'écart-type. Par analogie avec l'indice pluviométrique U_i, il permet de déterminer les années « chaudes » et « froides » par rapport à la moyenne générale et de fixer ainsi les niveaux différentiels de stress par rapport au processus physique d'évaporation de surface, notamment en ce qui concerne les plans d'eau.

CHAPITRE 4. PRESENTATION DES RESULTATS

4.1. Dynamiques d'occupation du sol

4.1.1. Précision et qualité de la classification des images

Les résultats d'analyses montrent que les classifications des images des années 1984, 1990, 2000, 2011 et 2015 sont correctes à plus de 85% pour la précision générale et à plus de 83% pour le coefficient de Kappa (Tableau V). En effet, les niveaux de précision de ces paramètres sont respectivement compris entre 85,54% et 91,02% et entre 83,53% et 89,68% (Tableau V).

Tableau V: Paramètres de précision de la classification supervisée des images

Caractéristiques des images	Date d'acquisition	Précision globale (%)	Coefficient Kappa
Landsat 5 MSS-TM 1984	26/05/1984	89,90	0,88
Landsat 4 MSS-TM 1990	03/06/1990	85,54	0,83
Landsat 7 ETM^+ 2000	15/06/2000	91,02	0,89
Landsat 5 MSS-TM 2011	23/07/2011	88,86	0,87
LDCM OLI-TIRS2015	18/07/2015	89,72	0,88

L'analyse des matrices de confusion générées par la classification des images des différentes années d'étude montre que les classes d'occupation du sol sont en général bien discriminées. Selon les années cependant, on note quelques confusions remarquables entre certaines classes d'occupation du sol (Annexe 8). Sur l'image de 1984, les sols dénudés et les zones cultivées sont affectés par les échantillons de savane arborée, à hauteur de 11,66% et de 11,51% respectivement. Sur l'image de 1990, la savane herbeuse est affectée par les échantillons de forêt à *Hyphaene benguellensis* (14,21%), la savane arborée par les échantillons de zones cultivées (18,33%) et les zones cultivées par les échantillons de savane arborée (20,30%). Sur l'image de 2000, la végétation aquatique et les zones bâties sont respectivement affectées par les échantillons de forêt à *Hyphaene benguellensis* (11,58%) et de savane arbustive (11%). Sur l'image de 2011, les zones brûlées sont affectées par les échantillons de zones bâties (13,19%). Sur l'image de 2015, la végétation aquatique est affectée par les échantillons de forêt à *Hyphaene benguellensis* (18,18%), les zones cultivées par les échantillons de savane arbustive (16,93%) et les zones bâties par les échantillons de sols dénudés (11,22%).

4.1.2. Occupation du sol en 1984, 1990, 2000, 2011 et 2015

Les résultats d'analyses présentés à la Figure 19 montrent qu'au cours des 5 années d'étude, l'occupation du parc a évolué de manière contrastée, en termes de nombre et d'importance relative des classes. En 1984 et en 1990, c'est la savane arborée qui constitue la matrice dominante du parc, avec 43,78% et 45,23% de la superficie ; soit 4 674 ha et 4 827 ha, respectivement. En 2000, ce sont les zones cultivées qui forment la matrice dominante, avec 41,54% de la superficie totale; soit 4 441 ha. On assiste à la disparition de la savane arborée par déboisement et à l'apparition progressive d'une savane arbustive de substitution. En 2011, la savane arbustive et les zones cultivées co-dominent la matrice du paysage avec 26,88% et 24,63% de la superficie du parc; soit 2 869 ha et 2 629 ha. Cette année a vu la disparition des reliques de forêt dense et une extension remarquable de la savane arbustive et de la forêt à *Hyphaene benguellensis*. En 2015, la matrice du paysage est co-dominée par la savane arbustive et les zones cultivées qui occupent 25,87% et 25,40% ; soit 2 761 ha et 2711 ha, respectivement. L'année 2015 a enregistré une extension considérable des zones brûlées qui constituent, avec les zones cultivées, les classes anthropisées les plus importantes du parc.

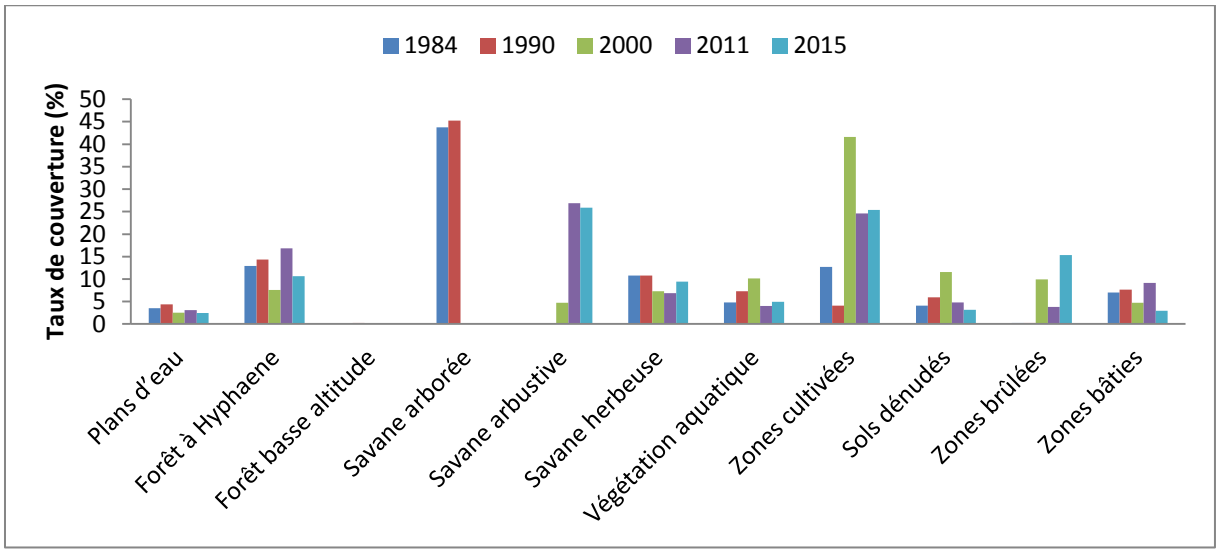


Figure 19: Typologie et évolution des classes d'occupation du sol de 1984 à 2015

Les résultats obtenus montrent qu'on est donc passé de 10 classes d'occupation du sol en 1984, 1990 et 2000 à 9 classes en 2011 et 2015, du fait de la disparition de la savane arborée et des reliques de forêt dense et de l'apparition de la savane arbustive (Figure 19). La couverture végétale du parc, qui représentait 72,49% (7 739 ha) en 1984 est d'abord passée à 77,87% (8 312 ha) en 1990, ensuite à 29,71% (3 172 ha) en 2000, puis à 54,63%(5 832 ha) en 2011 et enfin à 50,83% (5 425 ha) en 2015.

4.1.3. Changements périodiques d'occupation du sol

4.1.3.1. Changements d'occupation du sol entre 1984 et 1990

Entre 1984 et 1990, la matrice de transition d'occupation du sol montre que les transferts de superficies les plus importants sont la modification de la savane herbeuse en forêt à *Hyphaene benguellensis* (2,08%), la conversion de la savane arborée en sols dénudés (2,25%) et en zones bâties (4,98%), la conversion des zones cultivées en savane herbeuse (1,76%), en forêt à *Hyphaene benguellensis* (2,19%) et en savane arborée (5,87%) et la conversion des zones bâties en savane arborée (3,25%) (Tableau VI).

Les classes d'occupation du sol les plus stables sont la savane arborée (33,62%), la forêt à *Hyphaene benguellensis* (9,03%), la savane herbeuse (6,34%) et la végétation aquatique (3,45%) qui constituent 85% de la stabilité du parc évaluée à 62% (Tableau VI, Figure 20B), soit une superficie de 6 592 ha.

Les évolutions les plus remarquables d'occupation du sol sont, d'une part, le recul des zones cultivées dont la superficie s'est rétrécie de 68% en passant de 12,71 % à 4,08% de l'aire protégée. D'autre part, il s'agit de l'extension de la végétation aquatique, des reliques de forêt dense et des sols dénudés dont les étendues se sont respectivement accrues de 51%, 50% et 44% (Figure 25) en passant de 4,83% à 7,3% ; de 0,15% à 0,22% et de 4,12% à 5,92% (Figure 19). Les zones cultivées et la végétation aquatique ont connu les taux annuels moyens d'expansion spatiale les plus élevés, à savoir -11,3% et 8,5% ; leurs superficies étant respectivement passées de 1 357 ha à 436 ha et de 516 ha à 779 ha.

En définitive, les changements observés ont entraîné une extension de 7,4%du couvert végétal qui est passé de 7 739 ha à 8312 ha et un recul de 25,7% des zones anthropisées qui sont passées de 2 573 ha à 1912 ha. Les gains de végétation les plus importants portent sur la savane arborée, la forêt à *Hyphaene benguellensis* et la savane herbeuse à *Phragmites mauritianus* qui représentent respectivement 53%, 26% et 12% de la progression. En termes relatifs, le couvert végétal est passé de 72,49% à 77,87% du parc, les zones anthropisées de 24,1% à 17,91% et les plans d'eau de 3,45% à 4,36% (Figure 19).

Tableau VI : Matrice de transition de l'occupation du sol entre 1984 et 1990 (%).

		Année 1990										
Année 1984	Classes thématiques	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	**Totaux**
	A	2,68	0,24	0,01	0,04	-	-	0,47	0,01	-	-	**3,45**
	B	0,82	6,34	2,08	0,16	0,03	-	0,88	0,44	0,04	0,01	**10,80**
	C	0,02	1,52	9,03	0,93	-	-	0,93	0,45	0,02	0,00	**12,90**
	D	0,28	0,35	0,31	33,62	0,09	2,25	0,42	1,35	0,08	4,98	**43,73**
	E	0,00	0,07	0,03	0,10	0,00	0,00	0,02	0,01	-	-	**0,23**
	F	-	-	-	1,07	0,04	2,65	-	0,01	-	0,35	**4,12**
	G	0,31	0,33	0,58	0,13	0,00	-	3,45	0,01	-	0,01	**4,82**
	H	0,12	1,76	2,19	5,87	0,01	0,00	0,97	1,64	0,07	0,06	**12,69**
	I	-	0,13	0,02	-	-	-	-	0,00	0,09	-	**0,24**
	J	0,13	0,03	0,06	3,25	0,06	1,01	0,15	0,17	0,01	2,17	**7,04**
	Totaux	**4,36**	**10,77**	**14,31**	**45,17**	**0,23**	**5,91**	**7,29**	**4,09**	**0,31**	**7,58**	**100**

A: Plans d'eau B: Savane herbeuse C: Forêt à Hyphaene benguellensis D: Savane arborée E: Zones brûlées F: Sols dénudés G: Végétation aquatique H: Zones cultivées I: Forêt dense de basse altitude J : Zones bâties

De manière synthétique, les dynamiques paysagères qui ont caractérisé le Parc de la Rusizi au cours de la période sont une stabilité globale de 62%, une progression de la végétation de 20%,une régression de la végétation de 16% et des conversions non végétales de 2% comme le montrent le Tableau XVI et la Figure 20B.

La progression du couvert végétal ou la densification de la couverture végétale, qui domine légèrement les changements dans le paysage, résulte principalement des conversions positives des classes anthropisées en savanes ou savanisation (12,16%), des modifications positives des savanes en forêts ou reforestation (2,52%) et des conversions positives des classes anthropisées en forêts ou reforestation (2,36%).

La régression du couvert végétal ou l'ouverture du milieu est dominée par les conversions négatives de savanes en classes anthropisées ou anthropisation (9,15%) et les modifications négatives de forêts en savanes ou savanisation par déforestation (2,59%).En définitive, la savanisation, l'anthropisation et la reforestation constituent les transformations paysagères dominantes dans le parc, avec 14,75% ; 9,15% et 4,88% de la superficie totale (Tableau VI).

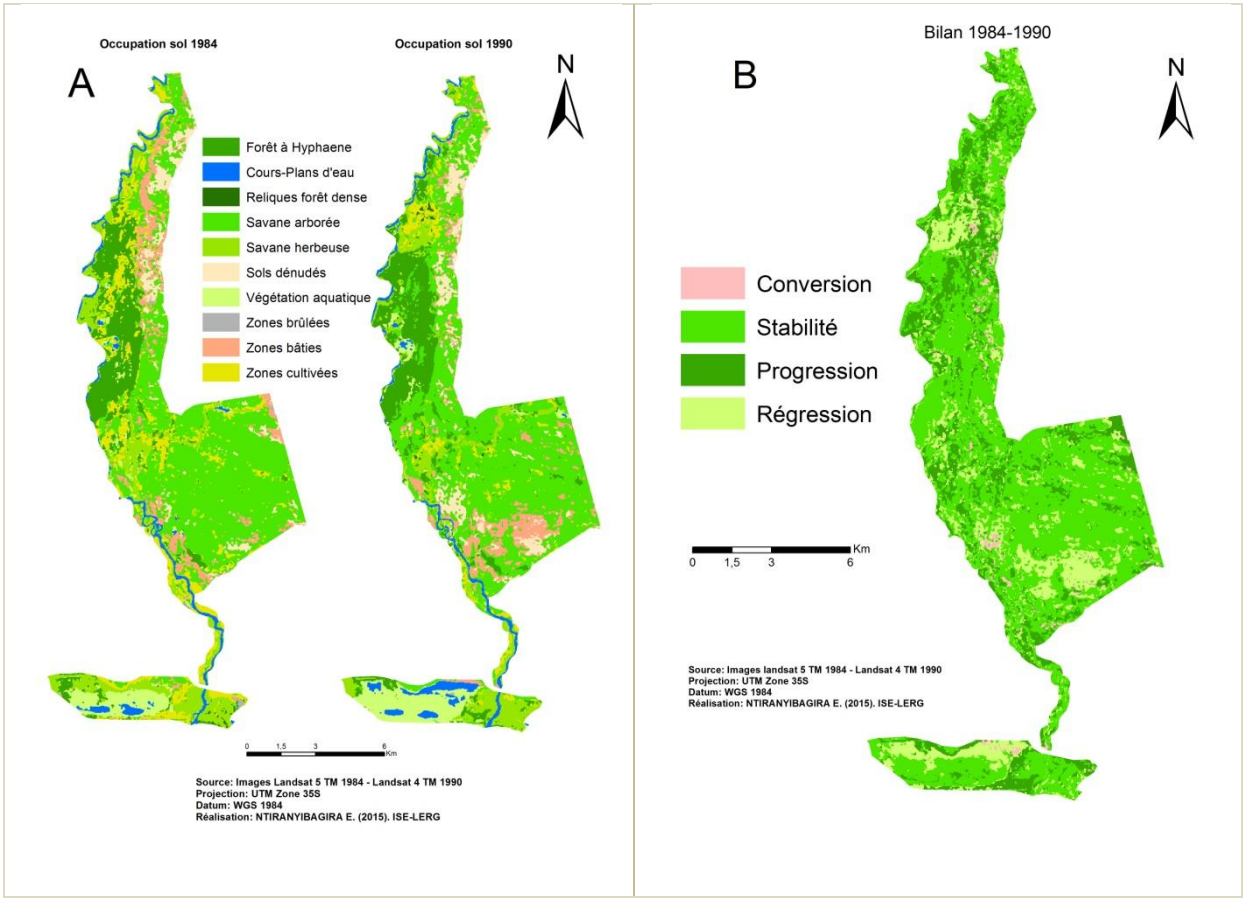


Figure 20 A-B: Changements et bilan d'occupation du sol entre 1984 et 1990

4.1.3.2. Changements d'occupation du sol entre 1990 et 2000

Entre 1990 et 2000, la matrice de transition d'occupation du sol montre que les transferts de superficies les plus importants sont la conversion de la savane herbeuse en zones cultivées (3,12%), la modification de la forêt à *Hyphaene benguellensis* en végétation aquatique(4,23%), la conversion de la forêt à *Hyphaene benguellensis* en zones cultivées (3,23%), la conversion de la savane arborée en zones brûlées (6,60%), en sols dénudés (4,57%), en zones cultivées (26,94%) et en zones bâties (2,12%) et la conversion des zones bâties en zones cultivées (3,29%) (Tableau VII).

Les classes d'occupation du sol les plus stables sont les sols dénudés (4,77%), la forêt à *Hyphaene benguellensis* (4,43%), la savane herbeuse (4,30%), la végétation aquatique (3,21%) et les plans d'eau (2,22%) qui atteignent 82% de la stabilité globale qui représente 23% du parc (Tableau VII, Figure 21B) ; soit une superficie de 2 385 ha.

Les évolutions les plus saillantes dans l'occupation du sol sont, d'une part, la disparition de la savane arborée, la quasi-disparition des reliques de forêt dense qui ont perdu 98% de leur superficie en passant de 0,22% à 3.10^{-5}% de l'aire protégée (Figure 25) et le recul de la forêt à *Hyphaene benguellensis*, des plans d'eau, des zones bâties et de la savane herbeuse qui ont respectivement perdu 47%, 41%, 39% et 33% de leurs superficies (Figure 25) en passant de 14,33% à 7,56% ; de 4,36% à 2,56% ; de 7,68% à 4,7% et de 10,79% à 7,27% de l'aire protégée (Figure 19). D'autre part, on note une apparition de la savane arbustive qui représente 4,72% du parc en 2000 et une extension des zones brûlées, des zones cultivées, des sols dénudés et de la végétation aquatique dont les superficies ont augmenté respectivement de 4 281%, 920%, 96% et 39% (Figure 25) en passant de 0,23% à 9,96% ; de 4,08% à 41,61% ; de 5,92% à 11,6% et de 7,3% à 10,16% de l'aire protégée (Figure 19). Les zones brûlées et les zones cultivées se sont le plus étendues et ont évolué aux taux annuels moyens les plus importants, à savoir 428,1% et 91,9% (Figure 25); leurs superficies étant respectivement passées de 24 ha à 1 064 ha et de 436 ha à 4 441 ha.

En définitive, les changements d'occupation du sol ont entraîné un recul du couvert végétal qui s'est rétréci de 61,8% en passant de 8 312 ha à 3 172 ha et un élargissement des zones anthropisées de 278,9% qui correspond à une extension de superficie de 1 912 ha à 7 244 ha. Les pertes de végétation les plus importantes ont affecté la savane arborée et la forêt à *Hyphaene benguellensis* qui représentent respectivement 73% et 16% de la régression. En termes relatifs, le couvert végétal est passé de 77,87% à 29,71% du parc, les classes anthropisées de 17,91% à 67,87% et les plans d'eau de 4,35% à 2,56% (Figure 19).

Tableau VII: Matrice de transition de l'occupation du sol entre 1990 et 2000 (%)

		Année 2000										
Année 1990	Classes	A	B	C	D*	E	F	G	H	I	J	**Totaux**
	A	2,22	0,52	0,06	0,09	0,01	0,01	0,32	0,71	-	0,41	**4,35**
	B	0,18	4,30	1,24	0,63	0,78	0,03	0,39	3,12	0,00	0,11	**10,78**
	C	0,01	1,52	4,43	0,15	0,60	0,00	4,23	3,23	0,00	0,14	**14,31**
	D	0,02	0,10	0,72	2,23*	6,60	4,57	1,85	26,94	-	2,12	**45,15**
	E	0,00	0,00	-	0,00	0,05	0,13	0,01	0,01	-	0,02	**0,22**
	F	-	-	-	0,07	0,41	4,77	0,01	0,55	-	0,11	**5,92**
	G	0,08	0,74	1,02	0,27	0,12	0,02	3,21	1,64	-	0,19	**7,29**
	H	0,00	0,04	0,07	0,96	0,36	0,38	0,09	1,97	0,00	0,18	**4,05**
	I	-	0,00	-	0,03	0,03	0,06	0,00	0,08	*	0,02	**0,22**
	J	0,05	0,02	0,01	0,27	1,01	1,61	0,03	3,29	-	1,38	**7,67**
	Totaux	**2,56**	**7,24**	**7,55**	**2,47**	**9,97**	**11,58**	**10,14**	**41,54**	**0,00**	**4,68**	**100**

A: Plans d'eau B: Savane herbeuse C: Forêt à Hyphaene benguellensis D: Savane arbustive E: Zones brûlées F: Sols dénudés G: Végétation aquatique H: Zones cultivées I: Forêt dense de basse altitude J : Zones bâties I* : pas de tache commune aux images de 1990 et 2000, D* : savane arborée devenue arbustive en 2000*

De façon condensée, les dynamiques paysagères qui ont caractérisé l'aire protégée durant la période sont une stabilité globale de 23%, une progression de la végétation de 7%, une régression de la végétation de 61% et des conversions non végétales de 9% (Tableau XVI, Figure 21B). La régression de la végétation ou l'ouverture du milieu, qui est la dynamique de changement dominante, est principalement constituée des conversions négatives de savanes en classes anthropisées ou anthropisation par désavanisation (44,33%), des modifications négatives de forêts en savanes ou savanisation par déforestation (1,71%), des conversions négatives de forêts en classes anthropisées ou anthropisation par déforestation (4,16%) et des conversions négatives de la végétation aquatique en classes anthropisées ou anthropisation (1,97%), dont 1,64% représentent sa conversion en zones cultivées. En définitive, l'anthropisation forme la dynamique paysagère la plus dominante avec 50,46% (Tableau VII).

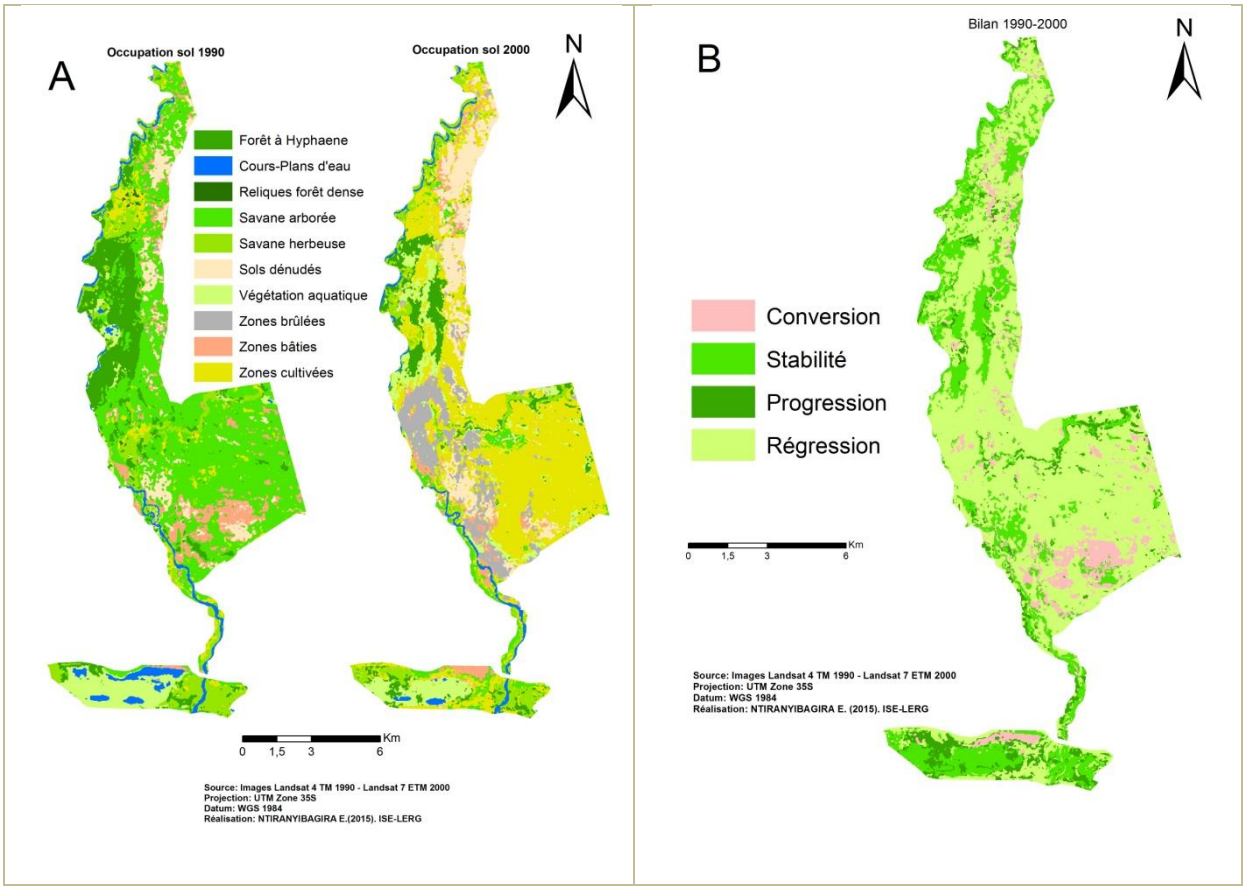


Figure 21 A-B: Changements et bilan d'occupation du sol entre 1990 et 2000

4.1.3.3. Changements d'occupation du sol entre 2000 et 2011

De 2000 à 2011, la matrice de transition révèle que les transferts considérables de superficies sont la modification de la savane herbeuse en forêt à *Hyphaene benguellensis* (2,04%),la conversion des zones brûlées en savane arbustive (3,51%), en zones cultivées (3,01%) et en zones bâties (2,40%),la conversion des sols dénudés en savane arbustive (4,71%) et en zones bâties (2,84%),la modification de la végétation aquatique en forêt à *Hyphaene benguellensis* (4,68%) et la conversion des zones cultivées en forêt à *Hyphaene benguellensis* (4,65%), en savane arbustive (14,87%) et en zones bâties (2,15%)(Tableau VIII).

Les classes d'occupation du sol les plus stables sont les zones cultivées (15,34%), la forêt à *Hyphaene benguellensis* (5,05%), la savane herbeuse (3,33%), les sols dénudés (3,09%) et la végétation aquatique (2,60%) qui comptent pour 84% de la stabilité globale qui représente 35% du parc (Tableau VIII, Figure 22B); soit une superficie de 3 751 ha.

Les évolutions les plus notables dans l'occupation du sol sont, d'une part, la disparition des reliques de forêt dense et le recul des zones brûlées, de la végétation aquatique, des sols dénudés et des zones cultivées qui ont respectivement perdu 62%, 61%, 59% et 41% de leurs superficies (Figure 25) qui sont passées de 9,96% à 3,79% ; de 10,16% à 4% ; de 11,6% à 4,81% et de 41,61% à 24,63% du parc (Figure 19). D'autre part, la période a enregistré une extension de la savane arbustive, de la forêt à *Hyphaene benguellensis* et des zones bâties dont les superficies se sont respectivement accrues de 470%, 123% et 95% (Figure 25) en passant de 4,72% à 26,88%, de 7,56% à 16,87% et de 4,7% à 9,14% (Figure 19). La savane arbustive et la forêt à *Hyphaene benguellensis* ont connu les taux annuels moyens d'expansion spatiale les plus élevés, à savoir 42,7% et 11,2% ; avec des superficies qui sont respectivement passées de 504 ha à 2 869 ha et de 807 ha à 1 801 ha.

En synthèse, les changements observés ont engendré une extension de 83,8% de la couverture végétale qui est passée de 3 172 ha à 5 832 ha, malgré la disparition totale des reliques de forêt dense et un recul de la végétation aquatique de 60,6%. Ils ont également conduit à la régression des zones anthropisées qui ont perdu 37,5% de leur superficie en passant de 7 244 ha à 4 524 ha. Les gains les plus importants de végétation ont touché la savane arbustive et la forêt à *Hyphaene benguellensis* qui représentent respectivement 62% et 30% de la progression enregistrée. En termes relatifs, le couvert végétal est passé de 29,71% à 54,63% du parc, les classes anthropisées de 67,87% à 42,37% et les plans d'eau de 2,55% à 3,12% (Figure 19).

Tableau VIII: Matrice de transition de l'occupation du sol entre 2000 et 2011 (%)

		Année 2011										
Année 2000	Classes	A	B	C	D*	E	F	G	H	I	J	**Totaux**
	A	2,09	0,22	0,08	0,00	0,00	-	0,14	0,00	-	0,02	**2,55**
	B	0,35	3,33	2,04	0,12	0,22	-	0,16	1,00	-	0,04	**7,26**
	C	0,05	0,49	5,05	0,21	0,15	0,02	0,79	0,76	-	0,04	**7,56**
	D*	0,04	0,29	0,11	1,77	0,10	0,23	0,00	1,83	-	0,34	**4,71**
	E	0,01	0,06	0,11	3,51	0,62	0,23	0,01	3,01	-	2,40	**9,96**
	F	0,00	0,03	0,01	4,71	0,38	3,09	-	0,52	-	2,84	**11,58**
	G	0,23	0,40	4,68	0,27	0,50	0,03	2,60	1,34	-	0,10	**10,15**
	H	0,30	1,59	4,65	14,87	1,68	0,68	0,28	15,34	-	2,15	**41,54**
	I	-	-	-	0,00	-	-	-	0,00	**	0,00	**0,00**
	J	0,05	0,45	0,13	1,37	0,14	0,52	0,02	0,80	-	1,21	**4,69**
	Totaux	**3,12**	**6,86**	**16,86**	**26,83**	**3,79**	**4,80**	**4,00**	**24,60**	**-**	**9,14**	**100**

A: Plans d'eau B: Savane herbeuse C: Forêt à Hyphaene benguellensis D: Savane arbustive E: Zones brûlées F: Sols dénudés G: Végétation aquatique H: Zones cultivées I**: Forêt dense disparue J : Zones bâties*

De façon résumée, les dynamiques paysagères qui ont caractérisé l'aire protégée pendant la période sont une stabilité globale de 35%, une progression de la végétation de 40%, une régression de la végétation de 9% et des conversions non végétales de 16% (Tableau XVI, Figure 22B). La progression ou la densification de la végétation, qui est la dynamique de loin dominante, est surtout formée des conversions positives de classes anthropisées en savanes ou savanisation (26,64%), des modifications positives de savanes en forêts ou reforestation (2,15%), des conversions positives de classes anthropisées en forêts ou reforestation (4,90%) et de la modification positive de la végétation aquatique en forêt ou reforestation (4,68%).Les processus de savanisation (26,64%) et de reforestation (11,73%) sont les dynamiques paysagères dominantes dans l'évolution de l'aire protégée (Tableau VIII).

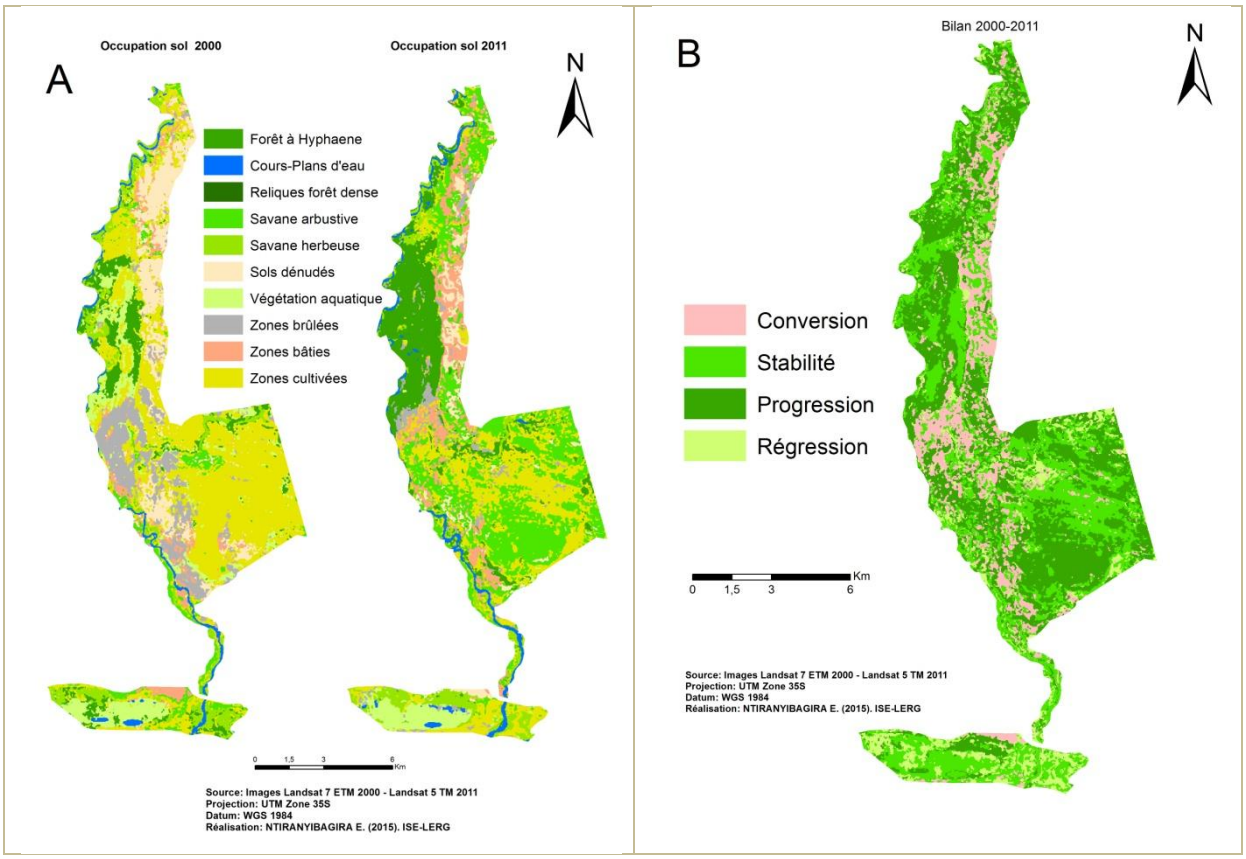


Figure 22 A-B: Changements et bilan d'occupation du sol entre 2000 et 2011

4.1.3.4. Changements d'occupation du sol entre 2011 et 2015

Entre 2011 et 2015, la matrice de transition dans l'occupation du sol indique que les transferts les plus notables de superficies d'occupation du sol sont la conversion de la forêt à *Hyphaene benguellensis* en zones cultivées (2,58%), la conversion de la savane arbustive en zones brûlées (3,17%) et en zones cultivées (8,88%), la conversion des zones cultivées en savane herbeuse (2,25%), en savane arbustive (6,56%) et en zones brûlées (6,88%) et la conversion des zones bâties en savane arbustive (4,03%) et en zones cultivées (1,98%) (Tableau IX).

Les classes d'occupation du sol les plus stables sont la savane arbustive (12,59%), la forêt à *Hyphaene benguellensis* (8,67%), les zones cultivées (8,10%) et la savane herbeuse (4,29%) qui représentent 80% de la stabilité globale établie à 42% du parc (Tableau IX, Figure 23B); soit une superficie de 4 456 ha.

Les évolutions les plus importantes dans l'occupation du sol sont, d'une part, le recul des zones bâties, de la forêt à *Hyphaene benguellensis* et des sols dénudés qui ont perdu 68%, 37% et 33% de leurs superficies respectives en passant respectivement de 9,14% à 2,93% ; de 16,87% à 10,64% et de 4,81% à 3,2% de l'aire protégée (Figure 25).

D'autre part, on note une extension des zones brûlées et de la savane herbeuse dont les superficies ont augmenté de 305% et 37% (Figure 25) en passant de 3,79% à 15,35% et de 6,88% à 9,4% de l'aire protégée (Figure 19). Les zones brûlées et les zones bâties ont connu les rythmes annuels moyens d'expansion spatiale les plus importants, à savoir 76,2% et -16,8% ; avec des superficies qui sont passées de 405 ha à 1 639 ha et de 976 ha à 313 ha.

En définitive, les changements enregistrés ont réduit le couvert végétal de 6,9% en le faisant passer de 5 832 ha à 5 425 ha. Ils ont conduit à une extension des zones anthropisées de 10,6% en les faisant passer de 4 524 ha à 5 004 ha. Le recul du couvert végétal a surtout touché la forêt à *Hyphaene benguellensis* dont la superficie a baissé de 1 801 ha à 1 135 ha ; soit un rétrécissement de 36,9%. Les pertes les plus importantes de végétation ont porté sur la savane arbustive et la forêt à *Hyphaene benguellensis* qui représentent respectivement 56% et 32% de la régression observée. En termes relatifs, le couvert végétal est passé de 54,63% à 50,83% de l'aire protégée, les zones anthropisées de 42,37% à 46,88% et les plans d'eau de 3,12% à 2,44% (Figure 19).

Tableau IX: Matrice de transition de l'occupation du sol entre 2011 et 2015 (%)

		Année 2015										
Année 2011	Classes	A	B	C	D*	E	F	G	H	I	J	**Totaux**
	A	2,05	0,20	0,04	0,00	0,27	-	0,13	0,34		0,09	**3,12**
	B	0,06	4,29	0,15	0,15	0,11	0,09	0,30	1,64		0,09	**6,88**
	C	0,05	1,65	8,67	0,50	1,73	0,00	1,65	2,58		0,01	**16,84**
	D*	0,01	0,30	0,01	12,59	3,17	0,90	0,02	8,88		0,97	**26,85**
	E	0,02	0,26	0,67	0,37	1,50	0,17	0,17	0,47		0,16	**3,79**
	F	0,00	0,00	-	1,62	0,26	1,17	0,00	1,31		0,44	**4,80**
	G	0,22	0,26	0,83	0,01	0,36	-	2,25	0,08		-	**4,01**
	H	0,01	2,25	0,25	6,56	6,88	0,07	0,39	8,10		0,09	**24,60**
	I									**		
	J	0,02	0,17	0,02	4,03	1,05	0,79	0,00	1,98		1,08	**9,14**
	Totaux	**2,44**	**9,38**	**10,64**	**25,83**	**15,33**	**3,19**	**4,91**	**25,38**		**2,93**	**100**

A: Plans d'eau B: Savane herbeuse C: Forêt à Hyphaene benguellensis D: Savane arbustive E: Zones brûlées F: Sols dénudés G: Végétation aquatique H: Zones cultivées I**: Forêt dense disparue J : Zones bâties*

De manière synthétique, les dynamiques paysagères qui ont marqué le parc au cours de la période sont une stabilité globale de 42%, une progression de la couverture végétale de 19%, une régression de la couverture végétale de 25% et des conversions non végétales de 14% (Tableau XVI, Figure 23B). La régression ou l'ouverture du milieu, qui constitue la dynamique paysagère dominante, est dominée par les conversions de savanes en classes anthropisées ou anthropisation par désavanisation (15,86%), les conversions négatives de forêts en classes anthropisées ou anthropisation par déforestation (4,34%) et les modifications négatives de forêts en savanes ou savanisation par déforestation (2,16%).

On remarque que l'anthropisation par désavanisation et déforestation constitue la dynamique paysagère de loin la plus dominante avec 20,2% des régressions de végétation (Tableau IX).

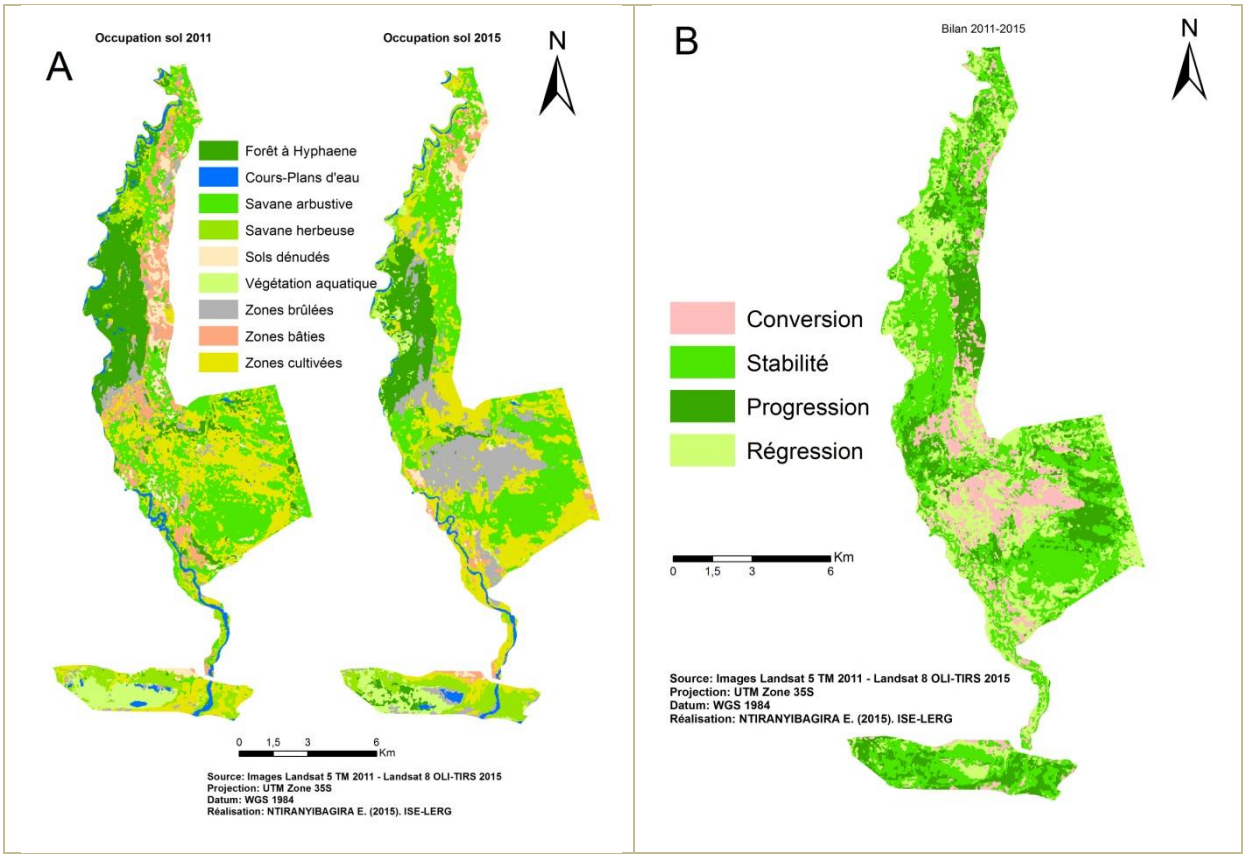


Figure 23 A-B: Changements et bilan d'occupation du sol entre 2011 et 2015

4.1.3.5. Changements d'occupation du sol entre 1984 et 2015

Entre 1984 et 2015 qui constitue la période globale d'étude, la matrice de transition dans l'occupation du sol montre que les transferts les plus remarquables de superficies d'occupation du sol sont la conversion de la savane herbeuse en zones cultivées (1,81%), la conversion de la savane arborée en zones brûlées (8,96%) et en zones cultivées (13,93%), la conversion des zones cultivées en savane arbustive (1,98%) et en zones brûlées (2,77%) et la conversion des zones bâties en savane arbustive (3,27%) (Tableau X).

Les classes d'occupation du sol les plus stables sont la forêt à *Hyphaene benguellensis* (7,29%), la savane herbeuse (5,88%), les zones cultivées (4,58%) et la végétation aquatique (2,01%) qui représentent 85% de la stabilité globale établie à 23% du parc (Tableau X, Figure 24B); soit une superficie de 2 500 ha. Les évolutions les plus remarquables sont, d'une part, la disparition de la savane arborée et des reliques de forêt dense et le recul des zones bâties, des plans d'eau et des sols dénudés qui ont respectivement perdu 58%, 31% et 22% de leurs superficies (Figure 25) en passant de 7,04% à 2,93% ; de 3,54% à 2,43% et de 4,12% à

3,2% de l'aire protégée (Figure 19). D'autre part, on enregistre une extension des zones brûlées et des zones cultivées dont les superficies ont augmenté de 6 613% et 100% (Figure 25) en passant de 0,23% à 15,35% et de 12,71% à 25,4% de l'aire protégée (Figure 19) ; ce qui correspond à des superficies de 24 ha à 1 639 ha et de 1 357 ha à 2 711 ha. Les zones brûlées, la savane arborée, les reliques de forêt dense et les zones cultivées ont évolué aux rythmes annuels moyens les plus importants, à savoir de 213,8%, -3,23%, -3,23% et 3,22%.

En conclusion, les changements constatés dans l'occupation du sol ont entraîné un recul de la couverture végétale de 29,9% qui a ramené sa superficie de 7 738 ha à 5 425 ha, une extension des zones anthropisées de 94,5% qui correspond à une baisse de superficie de 2 573 ha à 5 004 ha et une régression de la couverture en eau de 31,2% qui correspond à une diminution de superficie de 378 ha à 260 ha. Le recul de la couverture végétale résulte principalement de la disparition de la savane arborée et des reliques de forêt dense et de la diminution de la forêt à *Hyphaene benguellensis* et de la savane herbeuse. L'extension des zones anthropisées découle surtout du développement des zones brûlées et des zones cultivées. Les pertes les plus importantes de végétation ont affecté la savane arborée et la forêt à *Hyphaene benguellensis* qui représentent respectivement 80% et 10% de la régression notée. En termes relatifs, le couvert végétal est passé de 72,49% à 50,83% de l'aire protégée, les zones anthropisées de 24,1% à 46,88% et les plans d'eau de 3,54% à 2,43% (Figure 19).

Tableau X: Matrice de transition de l'occupation du sol entre 1984 et 2015 (%)

		Année 2015										
Année 1984	Classes	A	B	C	D*	E	F	G	H	I	J	**Totaux**
	A	1,51	0,63	0,22	0,02	0,24	0,00	0,31	0,53		0,06	**3,52**
	B	0,38	5,88	0,86	0,14	0,59	0,02	1,09	1,81		0,03	**10,80**
	C	0,03	0,80	7,29	0,66	1,57	-	0,91	1,64		0,01	**12,91**
	D	0,02	0,21	0,22	17,92	8,96	0,97	0,07	13,93		1,42	**43,72**
	E	0,00	0,05	0,00	0,03	0,02	-	0,01	0,11		-	**0,22**
	F	0,00	0,00	-	1,66	0,03	1,36	-	0,73		0,33	**4,11**
	G	0,31	0,53	0,77	0,15	0,66	0,01	2,01	0,35		0,02	**4,81**
	H	0,14	1,12	1,26	1,98	2,77	0,04	0,48	4,58		0,32	**12,69**
	I	0,01	0,09	0,00	-	0,01	-	0,02	0,02	**	-	**0,15**
	J	0,03	0,07	0,00	3,27	0,48	0,80	0,01	1,64		0,73	**7,03**
	Totaux	**2,43**	**9,38**	**10,62**	**25,83**	**15,33**	**3,20**	**4,91**	**25,34**		**2,92**	**100**

A: Plans d'eau B: Savane herbeuse C: Forêt à Hyphaene benguellensis D: savane arborée D : savane arbustive E: Zones brûlées F: Sols dénudés G: Végétation aquatique H: Zones cultivées I**: Forêt dense disparue J : Zones bâties*

De manière synthétique, les dynamiques paysagères qui ont caractérisé la période sont une stabilité globale de 23%, une progression de la végétation de 14%, une régression de la végétation de 55% et des conversions non végétales de 8% (Tableau XVI, Figure 24B).

La régression de la végétation ou l'ouverture du milieu, qui constitue le processus de changement le plus important, est dominée par les conversions négatives de savanes en classes anthropisées ou anthropisation par désavanisation (27,77%), les conversions négatives de forêts en classes anthropisées ou anthropisation par déforestation (3,26%), les modifications négatives de la savane arborée en savane arbustive ou savanisation (17,95%) et les modifications négatives de forêts en savanes ou savanisation par déforestation (1,54%).

On constate que les processus d'anthropisation par désavanisation et déforestation (31,03%) et de savanisation (19,49%) sont les dynamiques paysagères dominantes dans la régression végétale (Tableau X). En termes de bilan global de végétation, les proportions de forêts, de savanes et de végétation aquatique sont respectivement passées de 13,07% à 10,64%, de 54,59% à 35,27% et de 4,83% à 4,92% (Figure 19) ; soit un taux de déforestation de 18,5%.

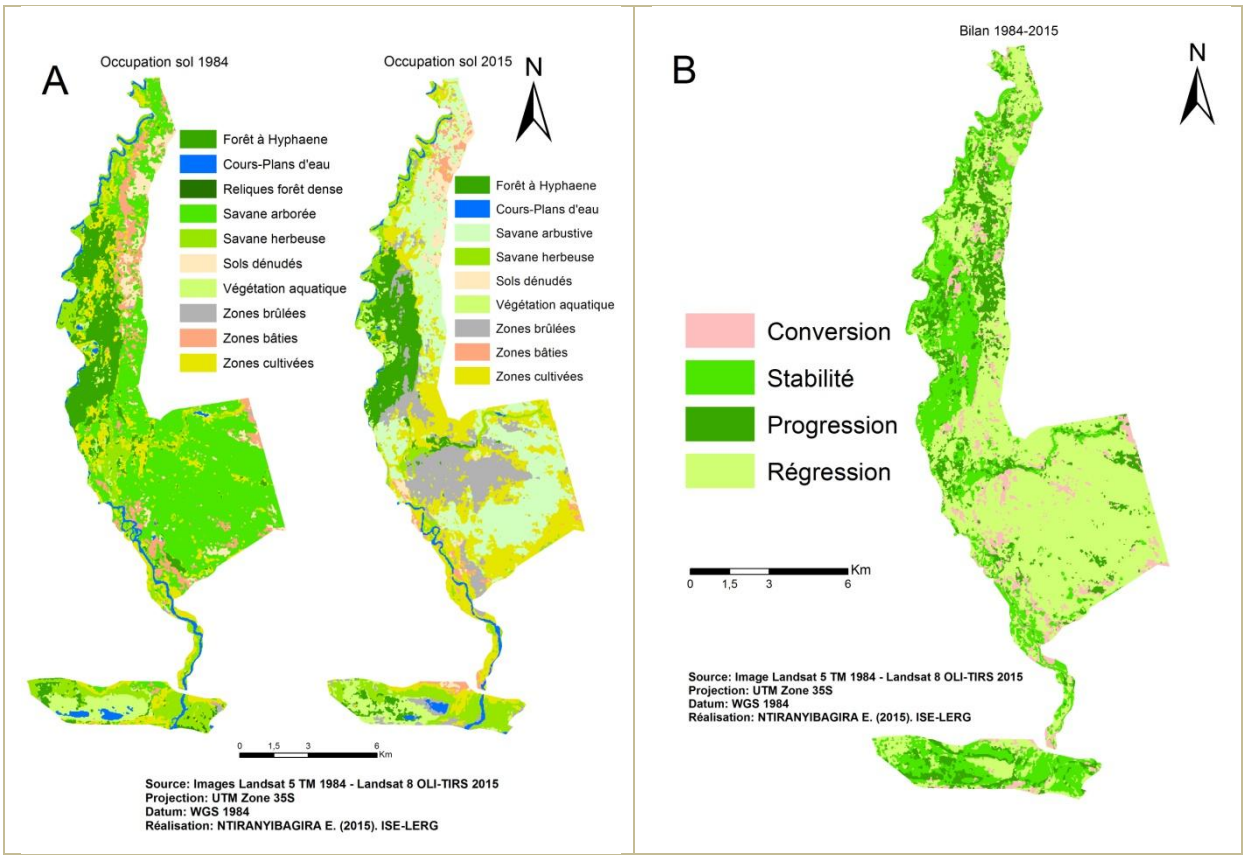


Figure 24 A-B: Changements et bilan d'occupation du sol entre 1984 et 2015

Les Figures 25 et 26 illustrent les évolutions périodiques qui ont caractérisé les différentes classes d'occupation du sol entre 1984 et 2015. Elles montrent les variations de superficies et les stabilités relatives. Pour une meilleure lisibilité graphique des variations les plus faibles, les extensions exceptionnelles de certaines classes d'occupation du sol, à certaines périodes d'étude, ont été bornées à 100% (Figure 25). Ce sont les cas des zones cultivées (920%) et des zones brûlées (4 230%) entre 1990 et 2000, de la savane arbustive (470%) et de la forêt à Hyphaene (123%) entre 2000 et 2011 et des zones brûlées (305%) entre 2011 et 2015.

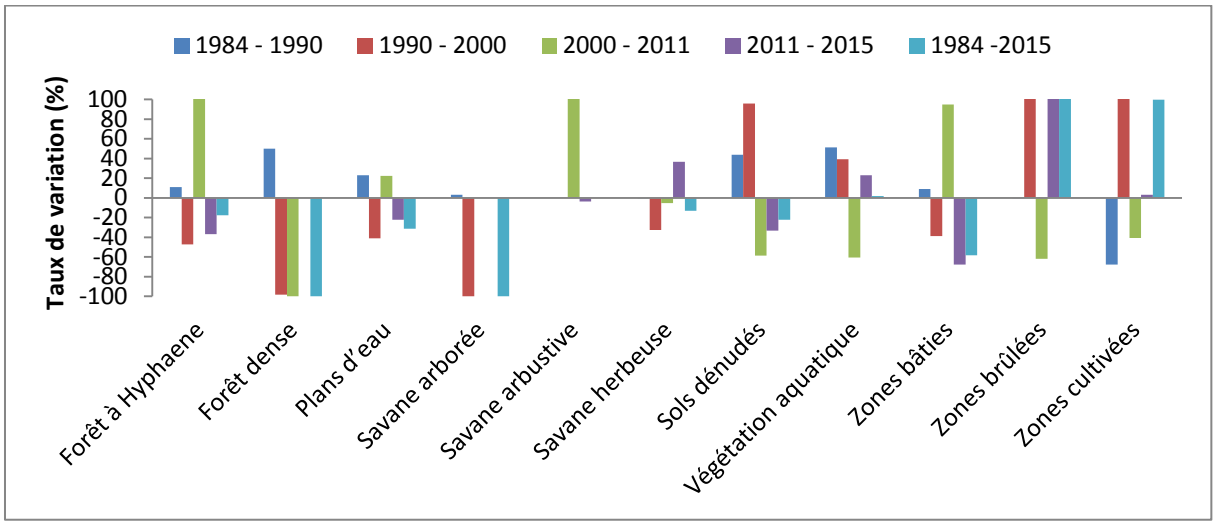


Figure 25: Variations des superficies des classes d'occupation du sol entre 1984 et 2015

La Figure 26 montre que la forêt à *Hyphaene benguellensis* et la savane herbeuse à *Phragmites mauritianus* constituent les formations végétales les plus relativement stables depuis la création de l'aire protégée, avec 7,29% et 5,88%. Les zones cultivées et les sols dénudés constituent les classes anthropisées les plus stables, avec 4,58% et 1,36%.

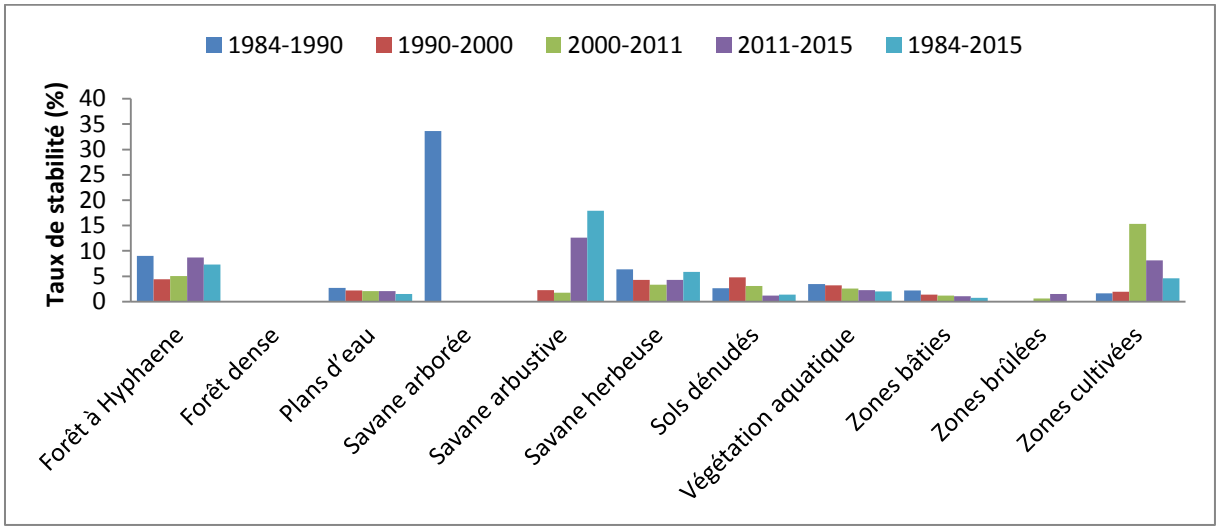


Figure 26: Evolution de la stabilité des classes d'occupation du sol de 1984 à 2015

En termes de bilans d'évolution, les classes à bilans négatifs sont principalement la savane arborée et les reliques de forêt dense qui ont totalement disparu du paysage en perdant 4 673,6 ha et 15,9 ha de leurs superficies ainsi que les zones bâties, la forêt à *Hyphaene benguellensis* et la savane herbeuse qui se sont rétrécies de 438,6 ha ; 243,6 ha et 151,1 ha (Figure 27). Les classes à bilans positifs sont essentiellement la savane arbustive qui est apparue dans le paysage avec 2 761 ha de même que les zones brûlées et les zones cultivées qui ont vu leurs superficies s'étendre de 1 614,2 ha et 1 354,4 ha (Figure 27). Les tendances observées sont largement négatives. Elles sont incompatibles avec les objectifs de conservation du parc.

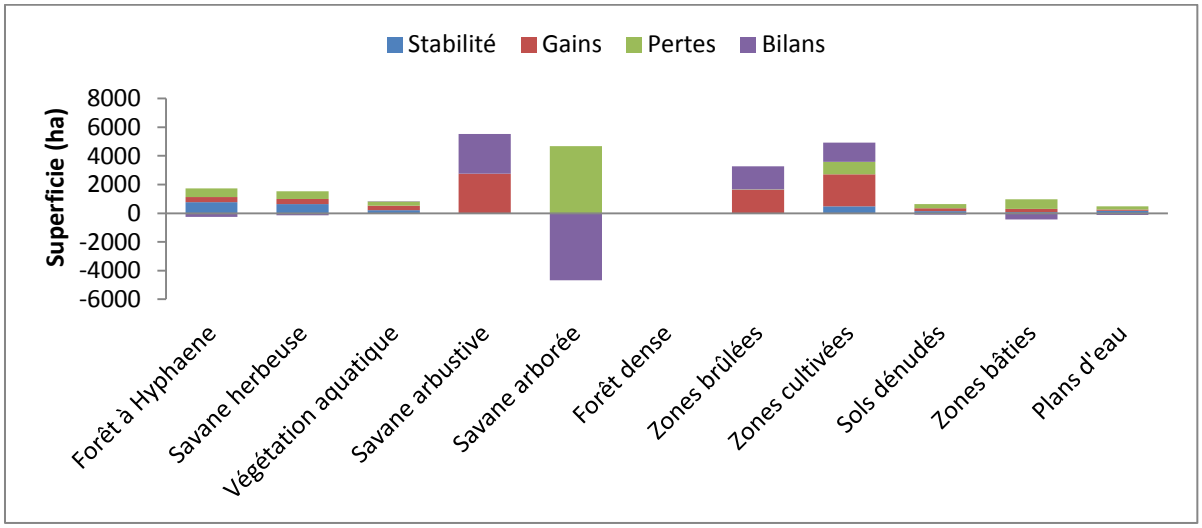


Figure 27: Bilan global des changements d'occupation du sol entre 1984 et 2015

4.1.3.6. Dynamiques géospatiales des zones cultivées entre 1984 et 2015

L'analyse cartographique de l'occupation du Parc de la Rusizi montre que celui-ci a été pratiquement défriché sur toute son étendue pour l'installation des cultures, à un moment ou à un autre de son histoire (Figure 28A). Les défrichements culturaux ont été surtout importants au cours des années 2000, 2011 et 2015 (Figures 28A).

Les zones cultivées, qui étaient cantonnées ou circonscrites en profondeur de l'aire protégée en 1984 et en 1990 (Figure 28A), sont progressivement passées à la périphérie à partir des années 2000 en se concentrant dans la partie médiane de l'aire protégée située au secteur Palmeraie où elles se sont stabilisées le long des cours d'eau (Rusizi, Mpanda, Kajeke) et des principaux plans d'eau (Kimirabasore, Kameme, Mariba) (Figure 28B).

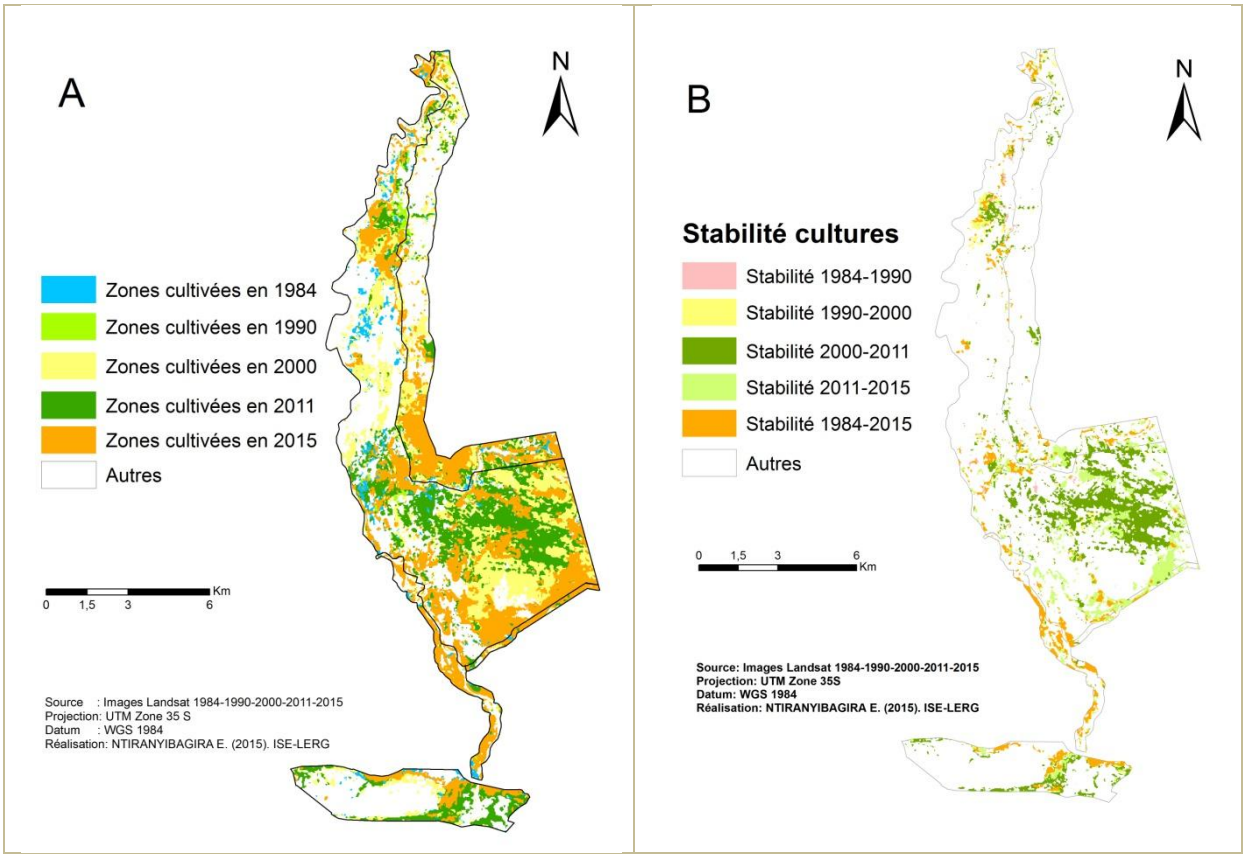


Figure 28 A-B: Evolutions spatio-temporelles des zones cultivées entre 1984 et 2015

Le croisement de la carte des zones cultivées en 1984, 1990, 2000, 2011 et 2015 (Figure 29A) avec le Modèle Numérique de Terrain en escaliers orientés selon un axe nord-sud (Figure 29B) fournit une carte de répartition altitudinale des zones cultivées qui met en évidence l'existence d'une migration altitudinale descendante des hauteurs (820 m) vers les zones basses (760 m) occupées par les plans d'eau, particulièrement en périodes sèches (Figure 30).

La Figure 30 montre qu'entre 820 m et 800 m d'altitude, les zones cultivées représentent respectivement 1 733 ha, 994 ha et 789 ha en 2000, 2011 et 2015. Aux altitudes 800 m-780 m, elles atteignent respectivement 2 137 ha, 1 033 ha et 1 290 ha en 2000, 2011 et 2015. Dans la zone la plus basse du parc ; soit entre 780 m et 760 m, les zones cultivées sont passées de 94 ha en 1990 à 441 ha en 2000, puis à 565 ha en 2011 et à 610 ha en 2015. On constate que depuis l'année 2000, les zones basses et humides sont de plus en plus sollicitées pour les activités agricoles (Figure 30). L'analyse géostatistique de l'occupation du sol montre que les zones les plus hautes (>820 m) sont davantage occupées par le bâti et les sols dénudés.

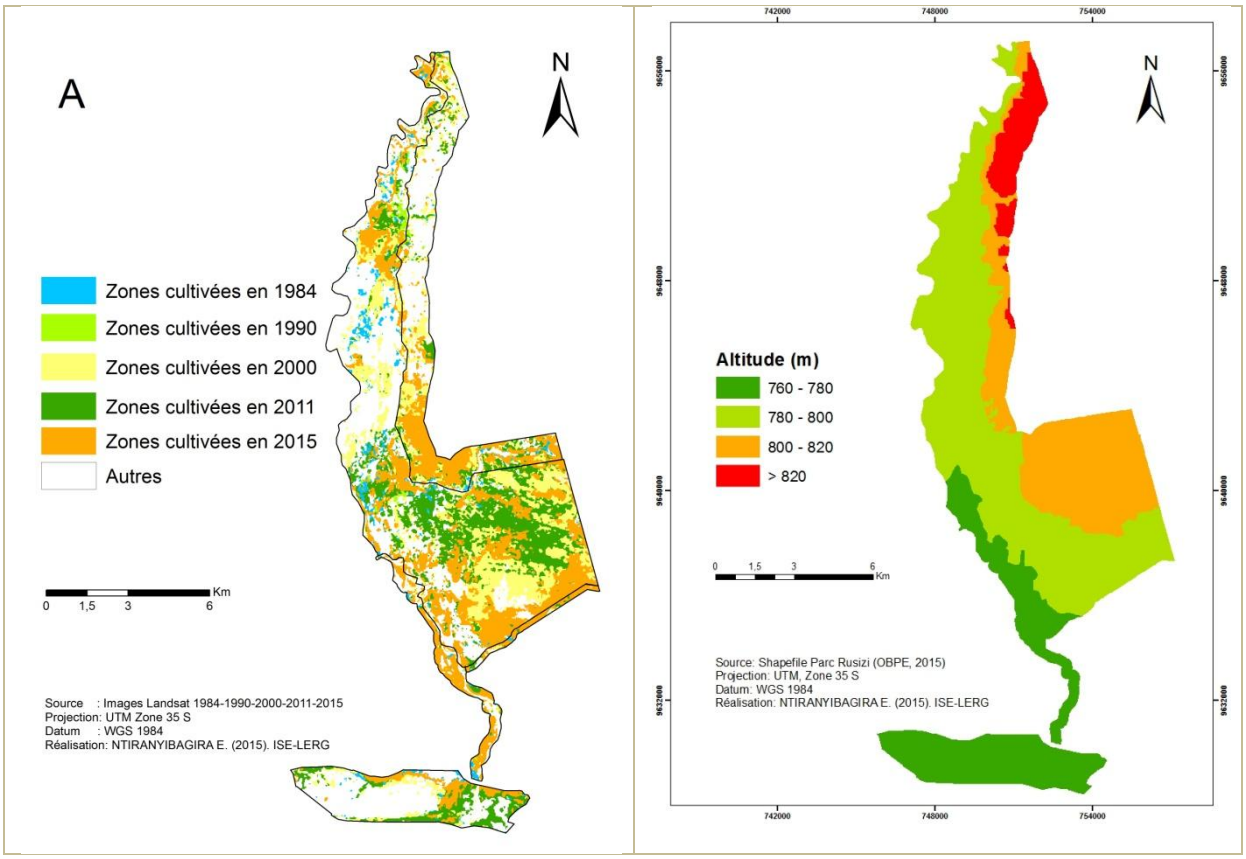


Figure 29 A-B : Zones cultivées et Modèle Numérique de Terrain

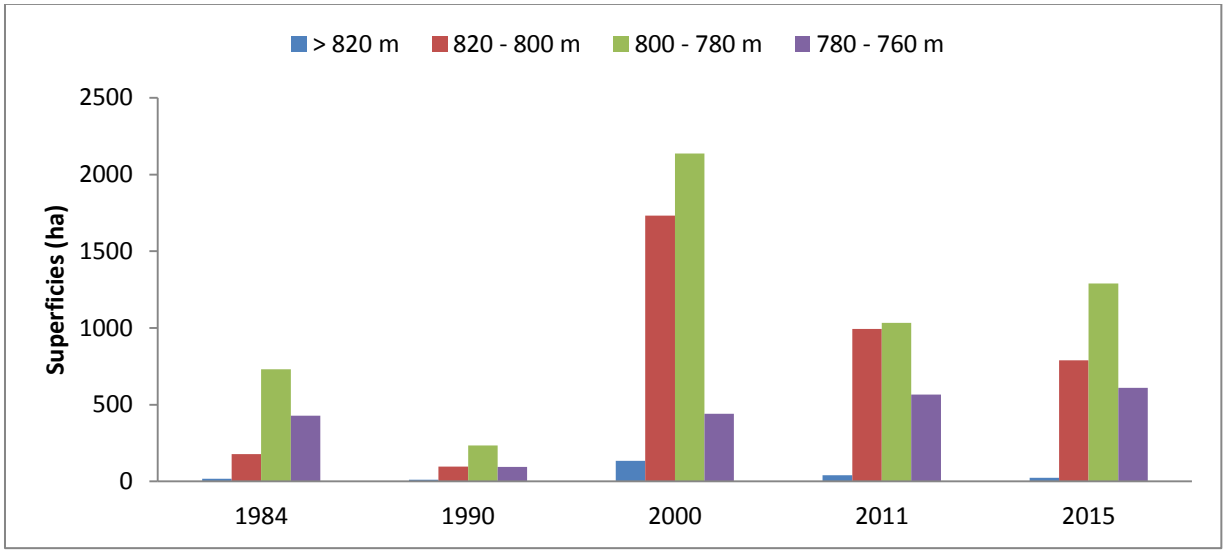


Figure 30: Evolution de la distribution altitudinale des zones cultivées de 1984 à 2015

La Figure 31 montre une extension progressive des zones cultivées aux altitudes moyennes (820 m-780 m) et aux basses altitudes, sauf durant les périodes 1984-1990 et 2000-2011 qui ont connu un recul des zones cultivées pour les raisons qui seront présentées et discutées dans la suite du travail. Au cours des périodes 1990-2000 et 1984-2015, les altitudes moyennes ont été particulièrement mises en cultures ; soit respectivement 1 702 ha et 560 ha aux altitudes 800 m-780 m et 1 637 ha et 610 ha aux altitudes 820 m-800 m. C'est à ces mêmes altitudes que l'évacuation agricole a été la plus importante durant la période 2000-2011 puisqu'elle a touché 1 104 ha aux altitudes 800 m-780 m et 739 ha aux altitudes 820 m-800 m.

Aux altitudes les plus basses (780 m-760 m), les drainages agricoles se sont respectivement accrus de 347 ha, 124 ha et 181 ha entre 1990 et 2000, 2000 et 2011 et 1984 et 2015. C'est également aux altitudes moyennes et basses que l'évacuation agricole a été la plus remarquable entre 1984 et 1990 puisqu'elle a affecté 496 ha aux altitudes 800 m-780 m et 335 ha aux altitudes 780 m-760 m (Figure 31).

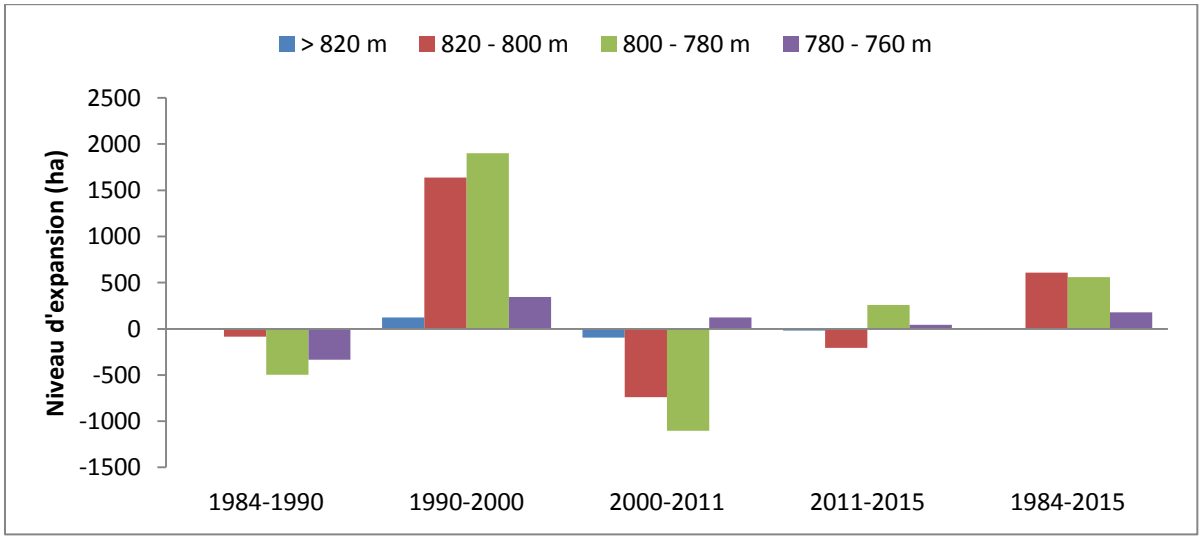


Figure 31 : Variations altitudinales des superficies des zones cultivées de 1984 à 2015

4.1.3.7. Dynamiques géospatiales des zones brûlées entre 1984 et 2015

L'analyse cartographique de l'occupation du parc montre que ce dernier a été mis en feu sur une grande partie de son étendue de 1984 à 2015. Les mises en feu ont été particulièrement importantes au cours des années 2000et 2015 (Figure 32A). Les zones brûlées sont dispersées à travers tout le parc, avec une concentration élevée en profondeur de l'aire protégée et au secteur Palmeraie (Figure 32A).

Les zones brûlées sont relativement stables autour des grandes zones d'élevage (ISABU, Gihanga) et de pêche (étangs d'eau). Elles connaissent des niveaux de stabilité faibles, sauf au cours de la période 2011-2015 (Figure 32B).

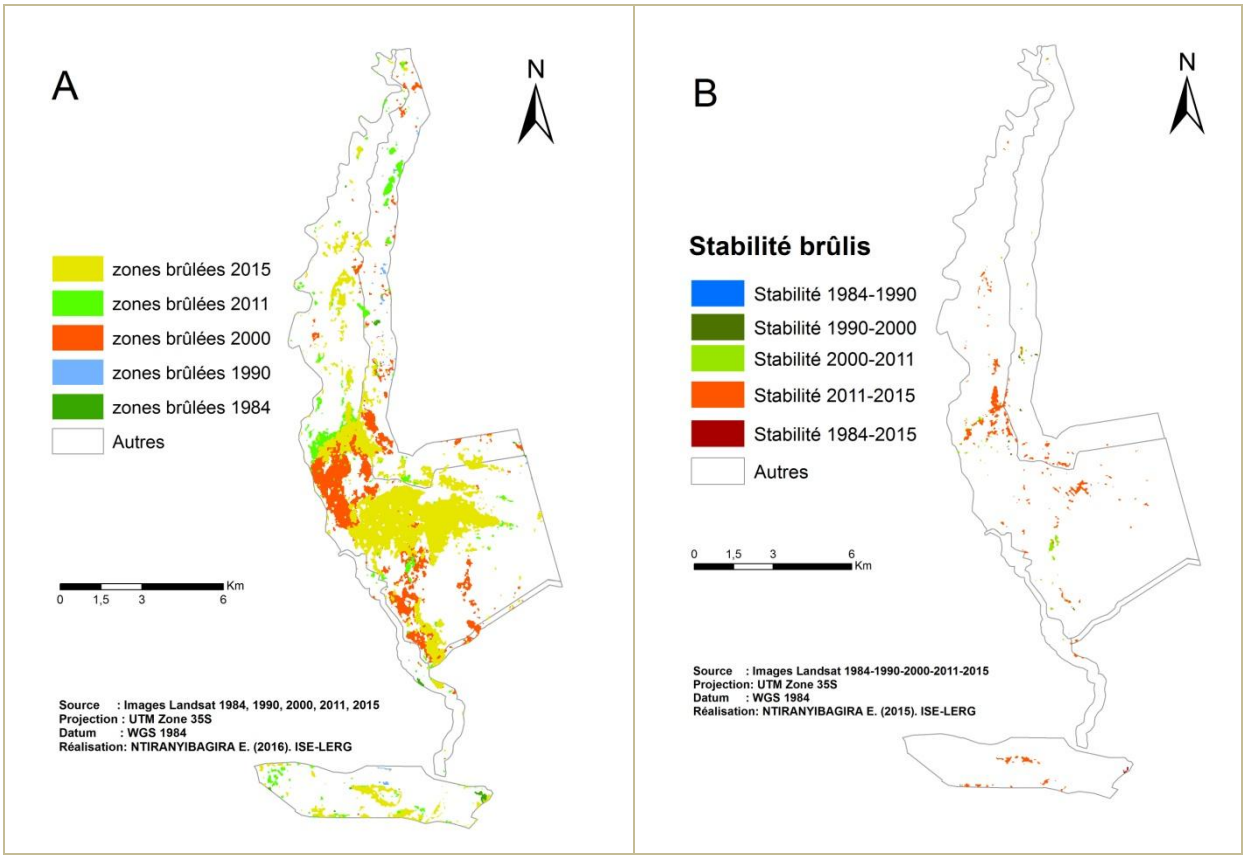


Figure 32 A-B: Evolutions spatio-temporelles des zones brûlées entre 1984 et 2015

Le croisement de la carte des zones brûlées en 1984, 1990, 2000, 2011 et 2015 (Figure 32A) avec le Modèle Numérique de Terrain (Figure 29B) montre que les brûlis connaissent des variations altitudinales importantes, particulièrement en périodes sèches (Figure 33). Au cours des années 2000 et 2015 qui ont été assez sèches, les mises en feu du parc ont sensiblement migré vers les zones basses et humides, malgré une généralisation à toutes les altitudes.

En 2000, les zones brûlées situées aux altitudes 820 m - 800 m, 800 m-780 m et 780-760 m ont respectivement atteint 128 ha, 639 ha et 277 ha ; soit successivement 12%, 60% et 26% de l'ensemble des zones brûlées dans l'aire protégée. En 2015, les zones brûlées aux mêmes altitudes ont respectivement porté sur 562 ha, 816 ha et 262 ha ; soit successivement 34%, 50% et 16% de la totalité des zones brûlées du parc (Figure 33). Les brûlis liés aux activités pastorales, agricoles et de pêche se concentrent en réalité autour ou près des plans d'eau et dans les zones encore humides où se pratiquent la riziculture irriguée et les cultures potagères, particulièrement du côté de Gihanga, au secteur Palmeraie du parc, en guise d'adaptation au

risque climatique et aux conditions sèches. Ces résultats d'analyses cartographiques sont confirmés par les entretiens de terrain sur les zones brûlées.

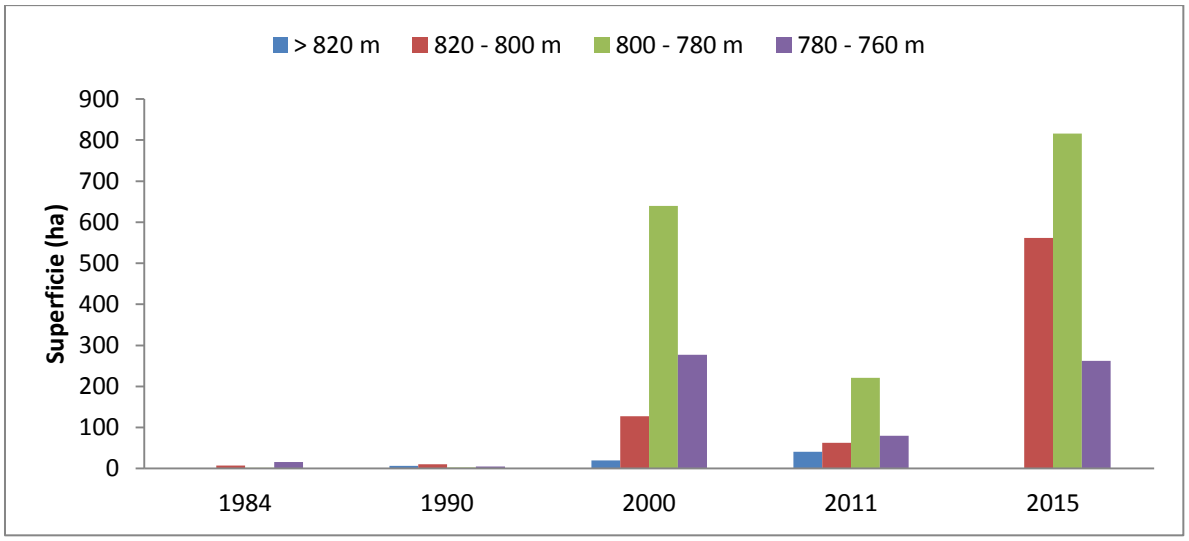


Figure 33: Evolution de la distribution altitudinale des zones brûlées de 1984 à 2015

La Figure 34 montre que les périodes 1990-2000, 2011-2015 et 1984-2015 ont vu l'activité des feux envahir considérablement les zones de moyennes et de basses altitudes. Aux altitudes 820m-800m, 800m-780m et 780m-760m, l'extension des zones brûlées a respectivement atteint 117 ha, 637 ha et 272 ha entre 1990 et 2000 ; 499 ha, 594 ha et 183 ha entre 2011 et 2015 et 555 ha, 814 ha et 246 ha entre 1984 et 2015. Ce sont l'assèchement important des plans d'eau et l'extension des zones cultivées à ces altitudes durant ces périodes qui expliquent cette évolution des feux dont les finalités principales sont les mises en cultures, les pâturages de bétail qui est abondant dans la zone et la pêche dans les plans d'eau.

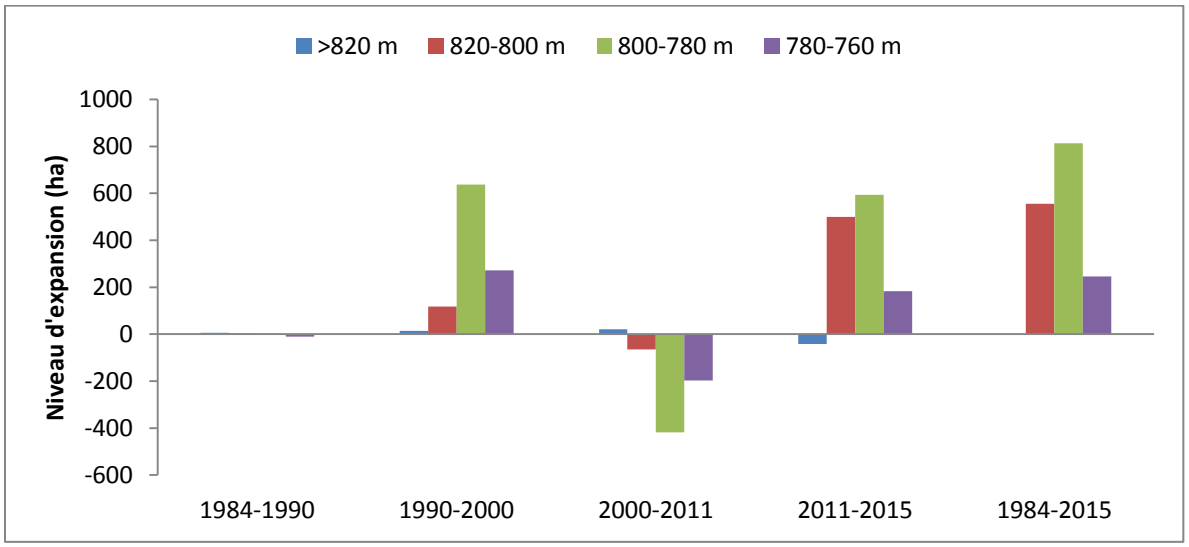


Figure 34: Variations altitudinales des superficies des zones brûlées entre 1984 et 2015

4.1.3.8. Relations entre les zones cultivées et la végétation de 1984 à 2015

L'analyse combinée des formations végétales de reconversion des zones cultivées et des formations végétales défrichées pour les mises en cultures montre que toutes les formations végétales se reconstituent après les mises en cultures et sont affectées par les mises en cultures, même si on observe des variations périodiques parfois importantes (Figures 35-36).

Entre 1984 et 1990, la savane arborée, la forêt à *Hyphaene benguellensis* et la savane herbeuse représentent 90% des reconversions végétales des zones cultivées; soit respectivement 54%, 20% et 16% (Figure 35). Ces formations végétales sont également les plus défrichées pour l'installation des cultures, avec 99% des mises en cultures ; soit respectivement 60%, 20% et 19% (Figure 36). Entre 1990 et 2000, la savane arborée représente 82% des reconversions végétales des zones cultivées (Figure 35) et constitue la formation végétale de loin la plus défrichée pour l'installation des cultures, avec 77% des mises en cultures enregistrées (Figure 36).

Entre 2000 et 2011, la savane arbustive et la forêt à *Hyphaene benguellensis* forment92% des reconversions des zones cultivées ; soit respectivement 70% et 22% (Figure 35). La savane arbustive, la végétation aquatique et la savane herbeuse constituent les formations les plus défrichées, avec 84% des mises en cultures, soit dans l'ordre 37%, 27% et 20% (Figure 36). Entre 2011 et 2015, les formations végétales de reconversion des zones cultivées sont constituées à 93% de la savane arbustive et de la savane herbeuse qui représentent respectivement 69% et 24% (Figure 35). Les mises en cultures sont constituées à 87% de la savane arbustive (67%) et de la forêt à *Hyphaene benguellensis* (20%) (Figure 36).

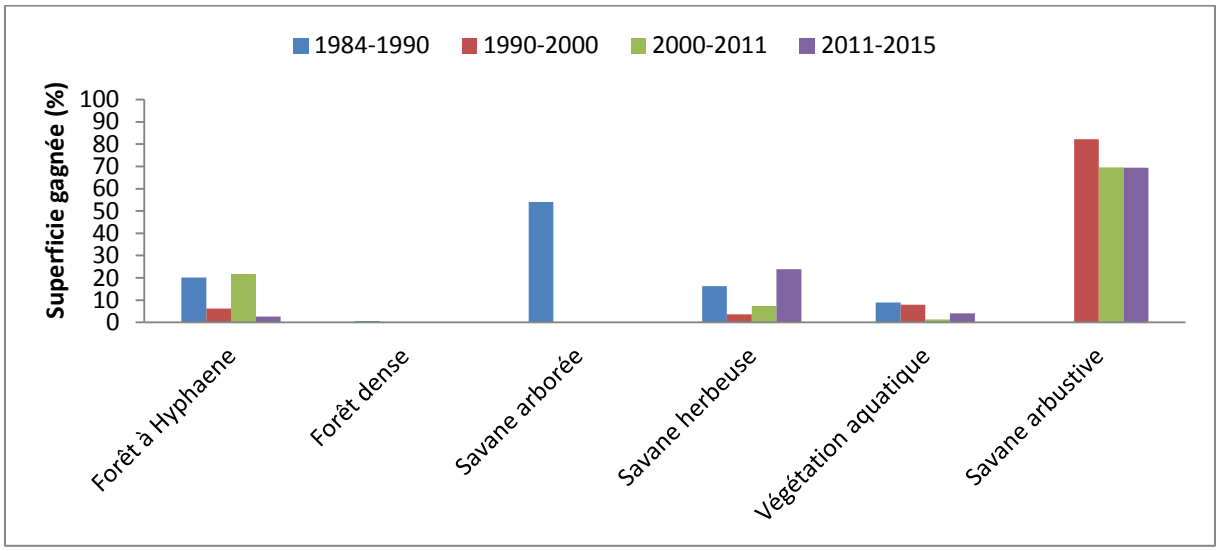


Figure 35: Typologie des reconversions végétales des zones cultivées de 1984 à 2015

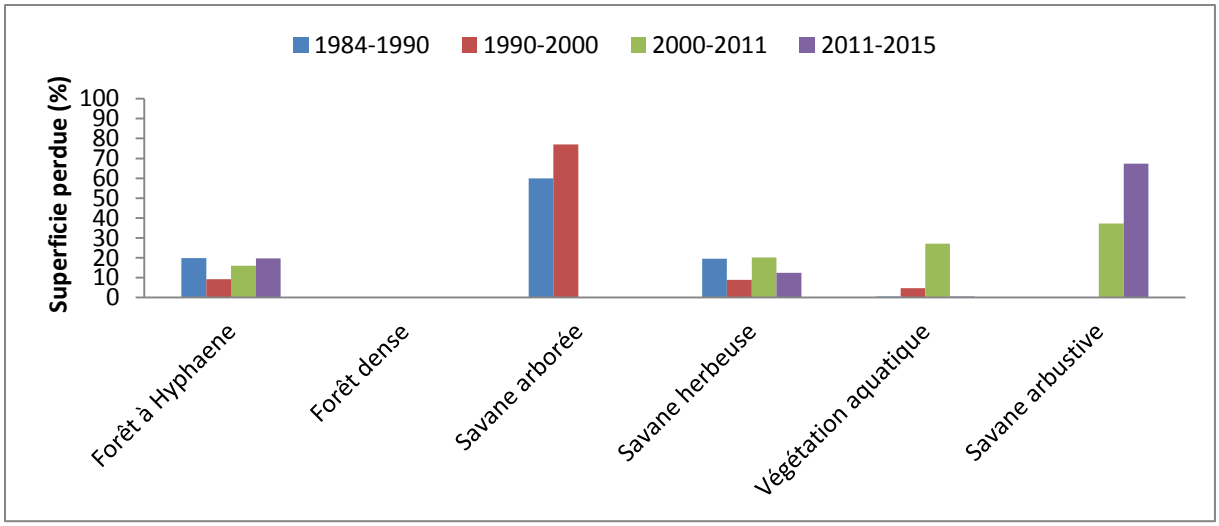


Figure 36: Typologie des formations végétales mises en cultures de 1984 à 2015

4.1.3.9. Relations entre les zones brûlées et la végétation de 1984 à 2015

L'analyse combinée des formations végétales de reconversion des zones brûlées et des formations végétales mises en feu montre que toutes les formations végétales se reconstituent après les brûlis et sont en même temps brûlées, de manière périodique (Figures 37-38).

Entre 1984 et 1990, les savanes arborée et herbeuse représentent 77% des reconversions végétales des zones brûlées ; soit respectivement 45% et 32% (Figure 37).Elles comptent également pour 99% des mises en feu ; soit respectivement 76% et 23% (Figure 38). Entre 1990 et 2000, la végétation aquatique et la savane herbeuse constituent 87% des reconversions des zones brûlées, avec respectivement 55% et 32% (Figure 37). La savane arborée constitue la formation végétale de loin la plus dévastée par les feux, avec 81% des mises en feu observées (Figure 38).

Entre 2000 et 2011, la savane arbustive est de loin la formation végétale de reconversion des zones brûlées, avec 95% du total (Figure 37). En revanche, ce sont la végétation aquatique et la savane herbeuse qui constituent les formations végétales les plus brûlées, avec respectivement 52% et 23% des mises en feu (Figure 38). Entre 2011 et 2015, la forêt à *Hyphaene benguellensis*, la savane arbustive et la savane herbeuse constituent les principales formations végétales de reconversion des zones brûlées, avec 89% du total, soit respectivement 46%, 25% et 18% (Figure 37). La savane arbustive et la forêt à *Hyphaene benguellensis* représentent 91% des mises en feu, soit 59% et 32% respectivement (Figure 38). En dépit du caractère général des formations affectées par les feux, ce sont les savanes et la végétation aquatique qui sont les plus touchées (Figure 38).

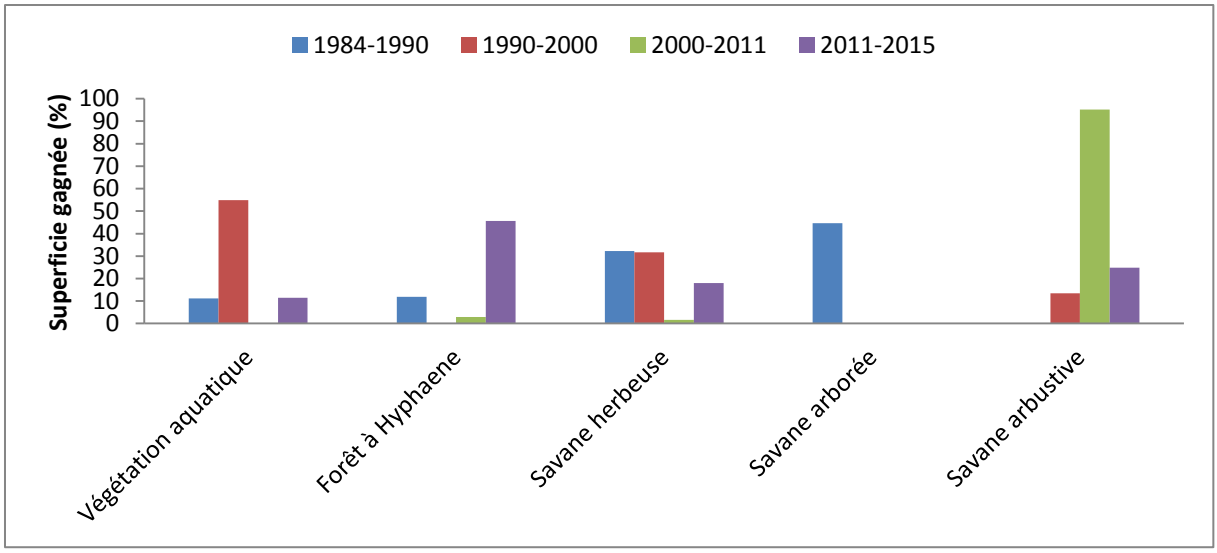


Figure 37: Typologie des reconversions végétales des zones brûlées de 1984 à 2015

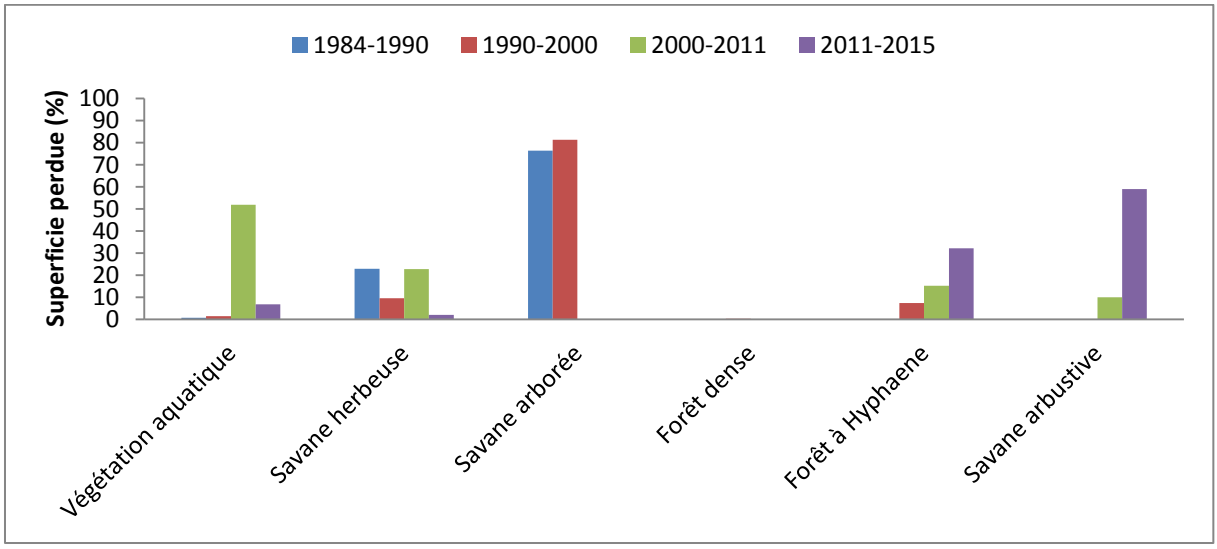


Figure 38: Typologie des formations végétales mises en feu de 1984 à 2015

En définitive, les résultats d'analyses sur les relations « zones cultivées-végétation » et « zones brûlées-végétation » présentés aux Figures 35 à 38 montrent que les défrichements culturaux et les feux de brousse constituent des facteurs anthropiques importants qui influencent largement l'évolution du couvert végétal et du Parc de la Rusizi lui-même. Le rôle déterminant de ces facteurs dans l'évolution de la végétation et de l'aire protégée est davantage accentué par leur régularité et leur grande mobilité spatiale (faible stabilité).

4.1.4. Dynamiques des plans d'eau entre 1984 et 2015

4.1.4.1. Etats de la couverture en eau en 1984, 1990, 2000, 2011 et 2015

Entre 1984 et 2015, 17 plans d'eau différents ont été identifiés sur l'ensemble du parc. Ils se regroupent en trois catégories, à savoir : 1 rivière, 2 lagunes et 14 étangs (Tableau XI). En 1984, 1990, 2000, 2011 et 2015, il a été respectivement dénombré 11, 13, 4, 14 et 7 plans d'eau qui couvrent 377,83 ha ; 465,15 ha ; 273,44 ha ; 334,16 ha et 259,80 ha et représentent dans l'ordre 3,54% ; 4,36% ; 2,56% ; 3,13% et 2,43% de la superficie du parc (Tableau XI).

La rivière Rusizi, qui a par ailleurs donné son nom au parc, forme l'artère hydrologique principale de ce dernier dont elle représente 76,37% ; 58,24% ; 86,86% ; 83,74% et 81,84% de la couverture en eau, respectivement en 1984, 1990, 2000, 2011 et 2015 (Tableau XI).

S'agissant des occurrences de détection, 4 catégories de plans d'eau peuvent être distinguées, à savoir: (1) les plans d'eau qui ont été systématiquement identifiés depuis 1984 (rivière Rusizi, lagune Kumuhasa), soit 11,76% ; (2) les plans d'eau qui ont été détectés de manière continue après leur apparition en 1990 (étang Gatumba Est) ou avant leur disparition en 2015 (lagune Kumukaratusi), soit 11,76% ; (3) les plans d'eau à détections sporadiques (étangs Gatumba Ouest, Mukarava, Kimirabasore, Urwotankware, Mariba, Kivunde, Kibururu, Kameme, Kideheri), soit 52,94% et (4) les plans d'eau aléatoires qui n'ont été détectés qu'une seule fois (étangs Mukarava-Haut, Kidirigiri, Kitagabwa, Kijojo), soit 23,52% (Tableau XI).

Les plans d'eau jugés permanents sont en général ceux qui possèdent les plus grandes étendues à leur première détection en 1984 et en 1990 (Tableau XI). Il s'agit de la Rusizi (288,55 ha), de Gatumba Est (113,04 ha), de Kumuhasa (37,08 ha), de Kumukaratusi (26,64 ha), de Kimirabasore (7,29 ha) et de Kameme (4,68 ha) qui représentent 35,2% du total des détections. Ces plans d'eau constituent avec les étangs Mariba (4,95 ha) et Mukarava (4,32 ha) les entités hydrologiques les plus importantes du parc. Les résultats montrent que la grande majorité des plans d'eau du parc sont temporaires, soit 64,8% des détections.

Tableau XI : Noms et superficies (ha) des plans d'eau identifiés de 1984 à 2015

Nom de plan d'eau	1984	1990	2000	2011	2015
1. Rivière Rusizi	288,55	270,93	237,53	279,86	212,64
2. Lagune Kumukaratusi	26,64	19,8	12,06	0,18	Disparue
3. Lagune Kumuhasa	37,08	22,14	19,62	14,85	9,63
4. Etangs Gatumba Ouest	Inexistant	18,81*	Disparu	6,87**	Disparu
5. Etangs Gatumba Est	Inexistant	113,04*	4,23	15,75	31,5
6. Etangs Mukarava	4,32	1,44	Disparu	Disparu	0,09**
7. Etang Mukarava-Haut	Inexistant	Inexistant	Inexistant	Inexistant	0,63*
8. Etang Kimirabasore	7,29	2,25	Disparu	5,40**	3,78
9. Etang Kidirigiri	Inexistant	0,45*	Disparu	Disparu	Disparu
10. Etang Urwotankware	0,90	0,72	Disparu	0,45**	Disparu
11. Etang Mariba	4,95	7,74	Disparu	0,36**	Disparu
12. Etang Kivunde	1,80	2,88	Disparu	2,88**	Disparu
13. Etang Kibururu	1,35	0,45	Disparu	1,17**	Disparu
14. Etang Kameme	4,68	4,50	Disparu	1,80**	1,53
15. Etang Kideheri	0,27	Disparu	Disparu	0,90**	Disparu
16. Etang Kitagabwa	Inexistant	Inexistant	Inexistant	3,51*	Disparu
17. Etang Kijojo	Inexistant	Inexistant	Inexistant	0,18*	Disparu
Superficie totale (ha)	377,83	465,15	273,44	334,16	259,8
Couverture en eau du Parc (%)	3,54	4,36	2,56	3,13	2,43
Proportion de la Rusizi (%)	76,37	58,24	86,86	83,74	81,84
Superficie Points d'eau (ha)	89,28	194,22	35,91	54,3	47,16
Périmètre Points d'eau (km)	18,96	30,72	6,66	16,21	9,06
Périmètre Rusizi (km)	88,13	83,20	79,29	82,34	75,62

** : Apparitions de plans d'eau ** : Réapparitions de plans d'eau asséchés*

Les apparitions les plus importantes de plans d'eau ont été enregistrées en 1990 (50%) et en 2011 (33%) tandis que les réapparitions ont été les plus nombreuses en 2011 (89%). Les disparitions de plans d'eau ont été les plus considérables en 2000 (47%) et en 2015 (47%) (Figure 39). La fragilité de la majorité des plans d'eau tient essentiellement à leur faible capacité, aux pressions d'exploitation croissantes, aux déficits pluviométriques cycliques et aux stress thermiques en augmentation. Le bilan général est négatif pour les années 2000 et 2015 et positif pour les années 1990 et 2011 (Figure 39). Les apparitions de nouveaux plans d'eau etles réapparitions de plans d'eau asséchés ont en effet été observées à la faveur de périodes humides alors que les disparitions ont été constatées en périodes relativement sèches.

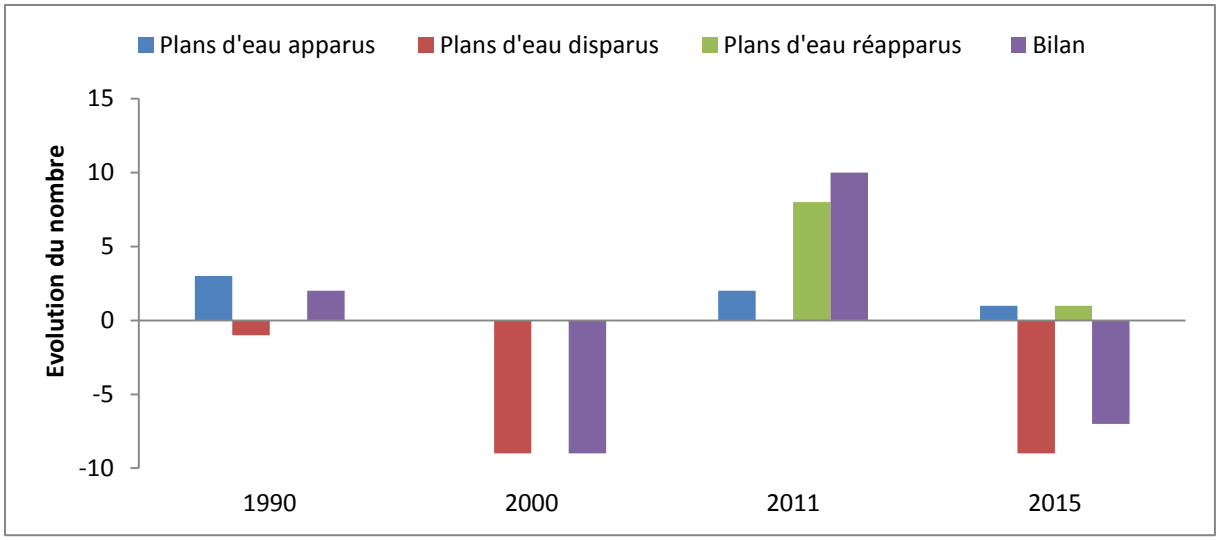


Figure 39: Variations numériques des plans d'eau entre 1984 et 2015

Sur le plan spatial, l'analyse cartographique montre que les plans d'eau sont inégalement répartis dans le parc. Ils se concentrent le long de la rivière Rusizi dont ils constituent le déversoir naturel et au secteur Delta qui forme la partie aval de l'aire protégée connue pour ses fortes interactions hydrologiques avec le lac Tanganyika (Figures 40A, 40B, 41A, 41B).

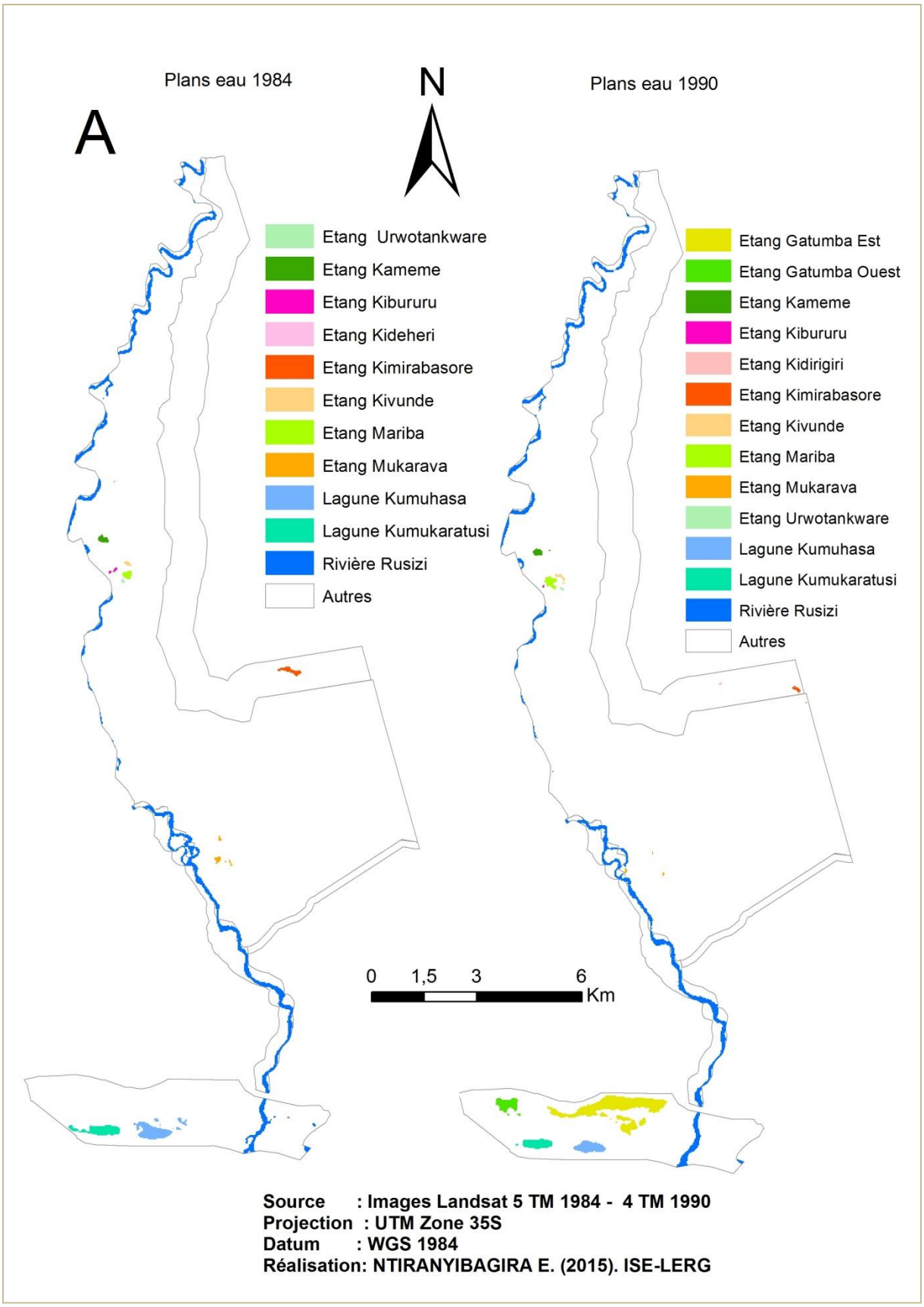


Figure 40A : Evolution comparée des plans d'eau entre 1984 et 1990

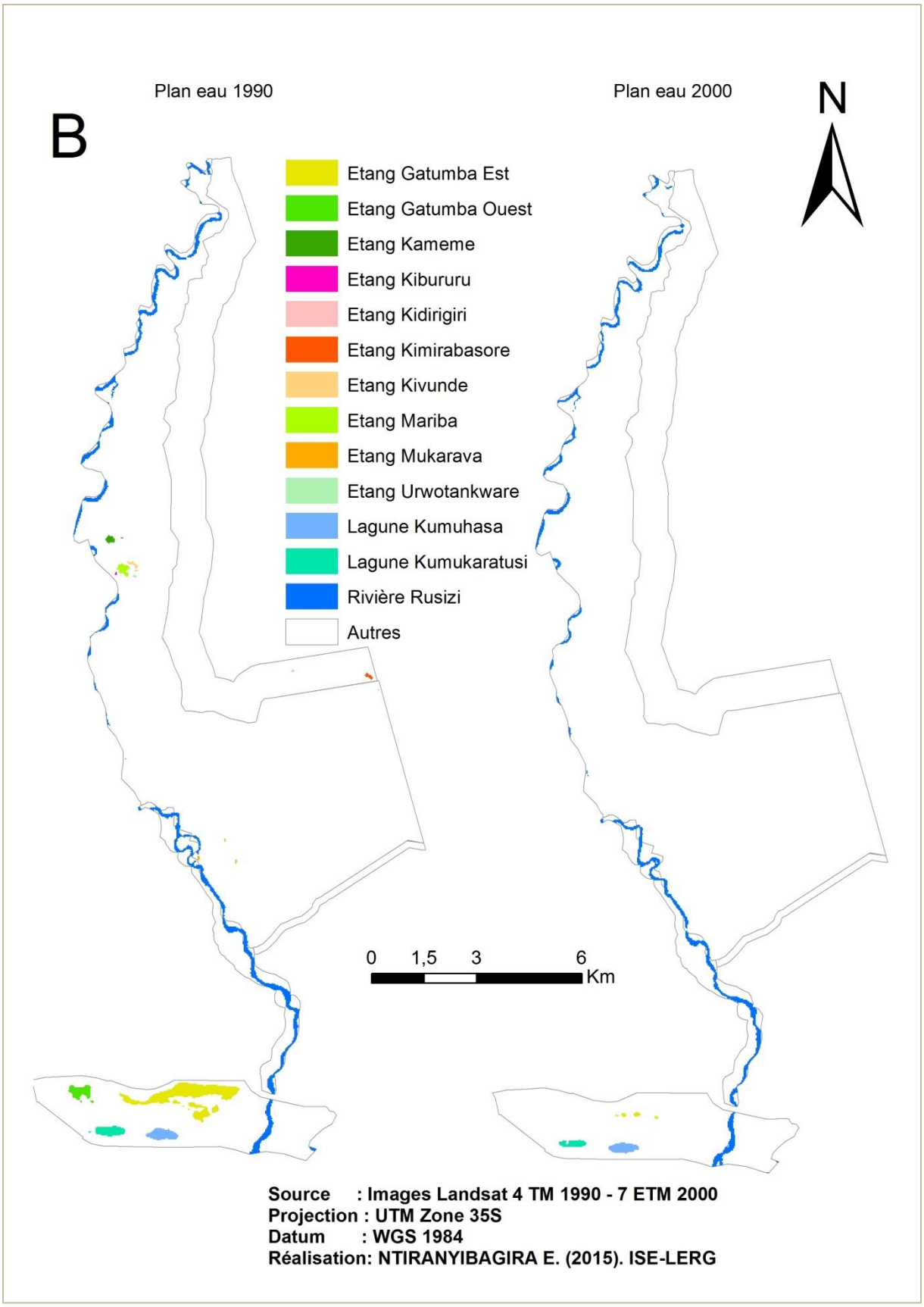


Figure 40B : Evolution comparée des plans d'eau entre 1990 et 2000

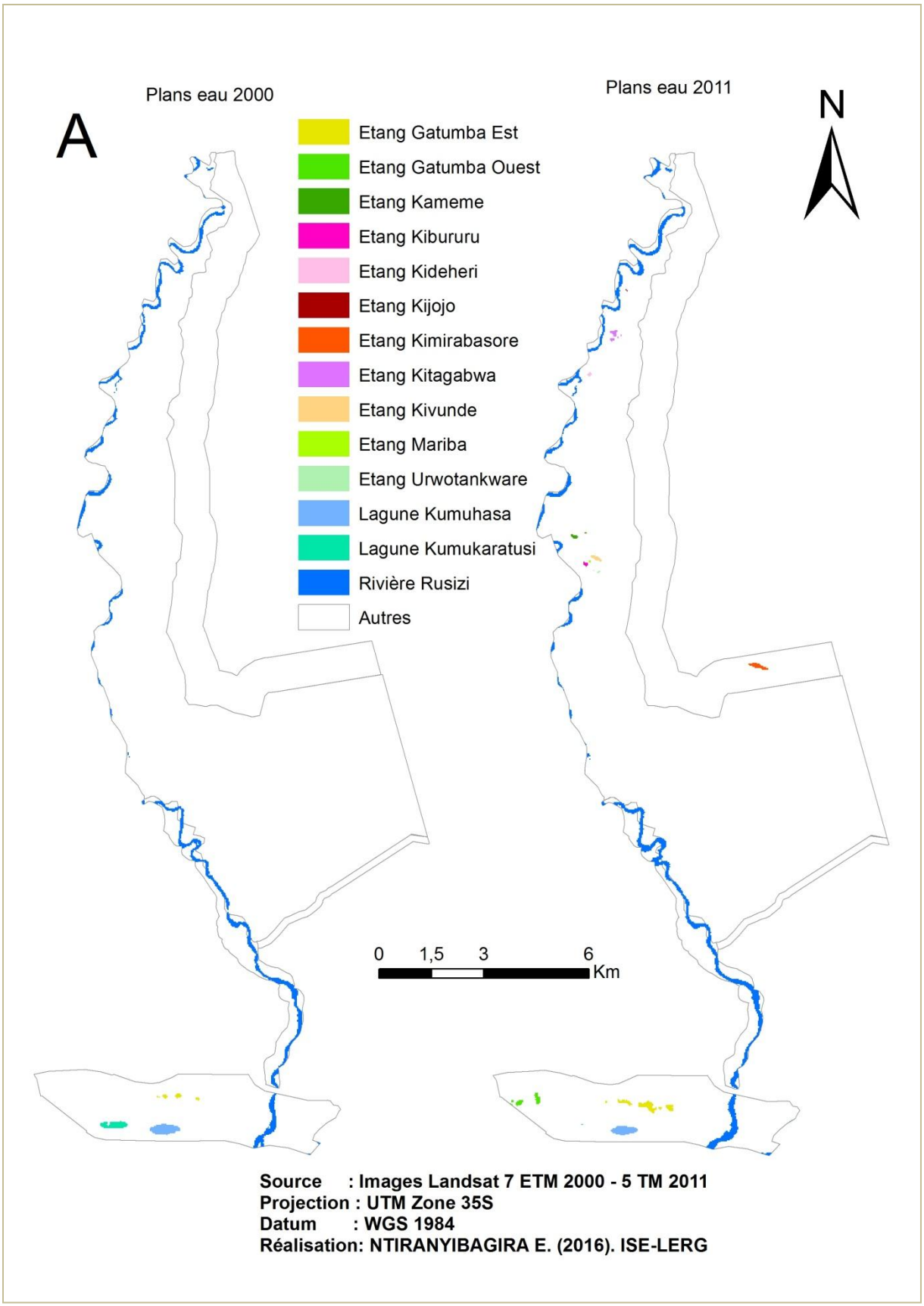


Figure 41A : Evolution comparée des plans d'eau entre 2000 et 2011

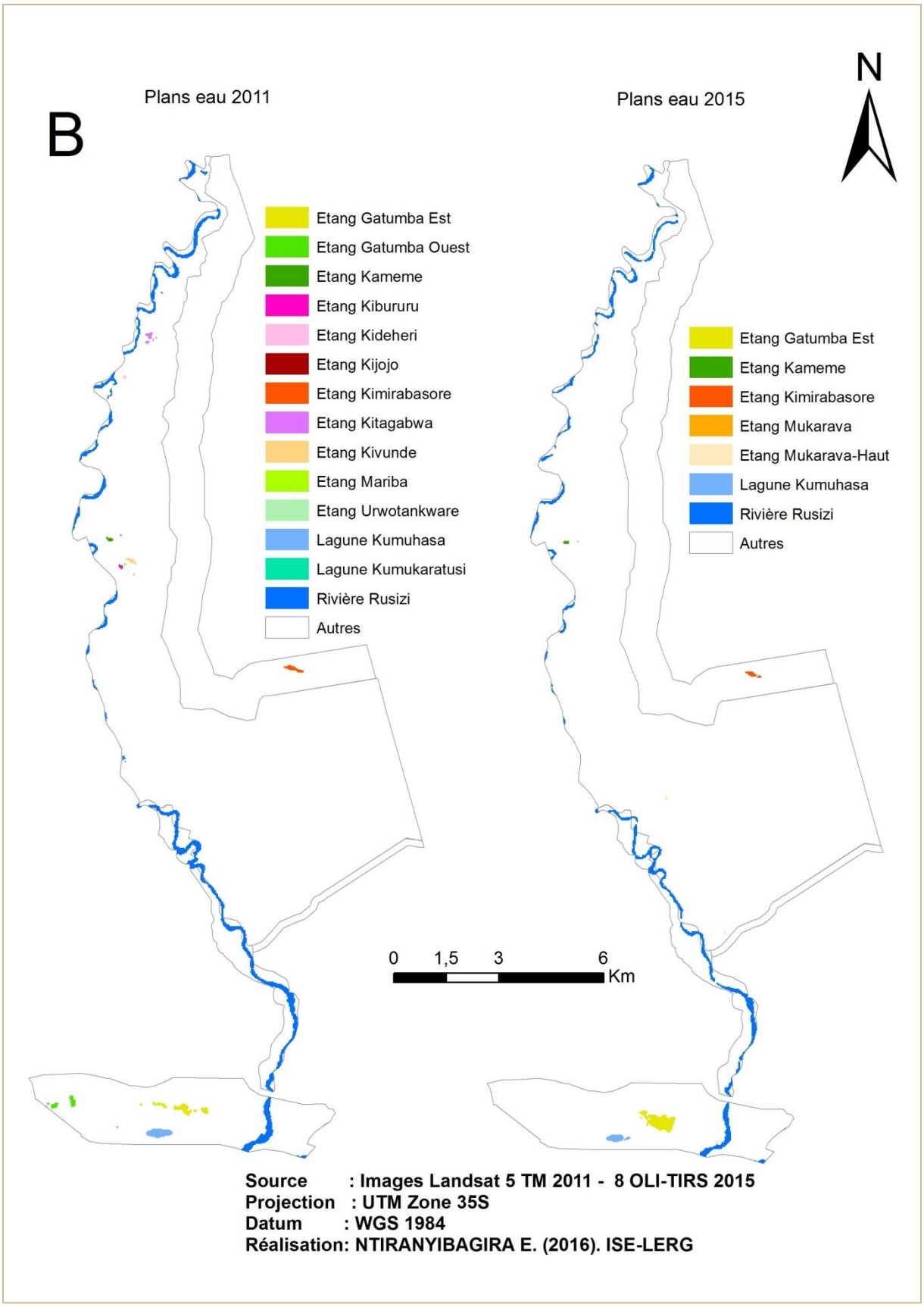


Figure 41B : Evolution comparée des plans d'eau entre 2011 et 2015

4.1.4.2. Changements dans la classe des plans d'eau

Entre 1984 et 1990, les plans d'eau se sont étendus de 23,11% en passant de 377,83 ha à 465,15 ha ; à un taux annuel *T*a de 3,85%. La stabilité des plans d'eau représente 2,68% du parc (Tableau VI); soit une étendue de 286,03 ha qui correspond à une stabilité intrinsèque de 75,70% et une stabilité pondérale de 125,3% (Figure 42). Les pertes les plus importantes de superficies sont liées aux conversions des plans d'eau en végétation aquatique (0,47%) et en savane herbeuse à *Phragmites mauritianus* (0,24%) tandis que les gains les plus remarquables résultent des conversions de la savane herbeuse à *Phragmites mauritianus* (0,82%), de la végétation aquatique (0,31%) et de la savane arborée (0,28%) en plans d'eau (Tableau VI); ce qui donne un bilan net positif de 96,86 ha (Figure 43).

Entre 1990 et 2000, les plans d'eau se sont rétrécis de 41,21% et sont passés de 465,15 ha à 273,44 ha ; à un taux annuel *T*a de (-4,12%). La stabilité des plans d'eau représente 2,22% du parc (Tableau VII); soit une étendue de 237,03 ha qui correspond à une stabilité intrinsèque de 50,96% et une stabilité pondérale de 221,9% (Figure 42). Les pertes notables de superficies résultent des conversions des plans d'eau en zones cultivées (0,71%), en savane herbeuse à *Phragmites mauritianus* (0,52%), en zones bâties (0,41%) et en végétation aquatique (0,32%) tandis que les gains de superficies sont marginaux (Tableau VII) ; ce qui conduit à un bilan net négatif de 191,72 ha (Figure 43).

Entre 2000 et 2011, les plans d'eau se sont étendus de 22,21% en passant de 273,44 ha à 334,16 ha ; à un taux annuel *T*a de 2,02%. La stabilité des plans d'eau représente 2,09% du parc (Tableau VIII); soit une étendue de 223,09 ha qui correspond à une stabilité intrinsèque de 81,59% et une stabilité pondérale de 234,1% (Figure 42). Les gains les plus significatifs de superficies viennent des conversions de la savane herbeuse à *Phragmites mauritianus* (0,35%), des zones cultivées (0,30%) et de la végétation aquatique (0,23%) alors que la perte la plus importante de superficies émane de leurs conversions en savane herbeuse à *Phragmites mauritianus* (0,22%) (Tableau VIII); ce qui donne un bilan net positif de 60,71 ha (Figure 43).

De 2011 à 2015, les plans d'eau se sont rétrécis de 22,25% et sont passés de 334,16 ha à 259,80 ha ; à un taux annuel *T*a de (-5,56%). La stabilité des plans d'eau compte pour 2,05% du parc (Tableau IX), soit une étendue de 218,89 ha qui correspond à une stabilité intrinsèque de 65,51% et une stabilité pondérale de 156,4% (Figure 42).

Les pertes les plus significatives de superficies proviennent de la conversion des plans d'eau en zones cultivées (0,34%), en zones brûlées (0,27%) et en savane herbeuse à *Phragmites mauritianus* (0,20%) tandis que le gain le plus notable de superficie résulte de la conversion de la végétation aquatique (0,22%) (Tableau IX) ; ce qui donne en définitive un bilan net négatif de 74,34 ha (Figure 43).

Sur la période d'étude 1984-2015, les plans d'eau se sont rétrécis de 31,24% en passant de 377,83 ha à 259,80 ha ; à un taux annuel *T*a de (-1,01%) et suivant une exponentielle décroissante d'équation $y = 462{,}12\, e^{-0{,}108x}$ et de coefficient de corrélation R^2 = 0,51 (Figure 49). La stabilité des plans d'eau représente 1,51% du parc (Tableau X) ; soit une étendue de 161,81 ha qui correspond à une stabilité intrinsèque de 42,83% et une stabilité pondérale de 190,3% (Figure 42).

Les pertes les plus élevées de superficies proviennent de la conversion des plans d'eau en savane herbeuse à *Phragmites mauritianus* (0,63%), en zones cultivées (0,53%), en végétation aquatique (0,31%), en zones brûlées (0,24%) et en forêt à *Hyphaene benguellensis* (0,22%) alors que les gains les plus notables de superficies viennent des conversions de la savane herbeuse à *Phragmites mauritianus* (0,38%) et de la végétation aquatique (0,31%) (Tableau X) ; ce qui aboutit à un bilan net négatif de 118 ha (Figure 43).

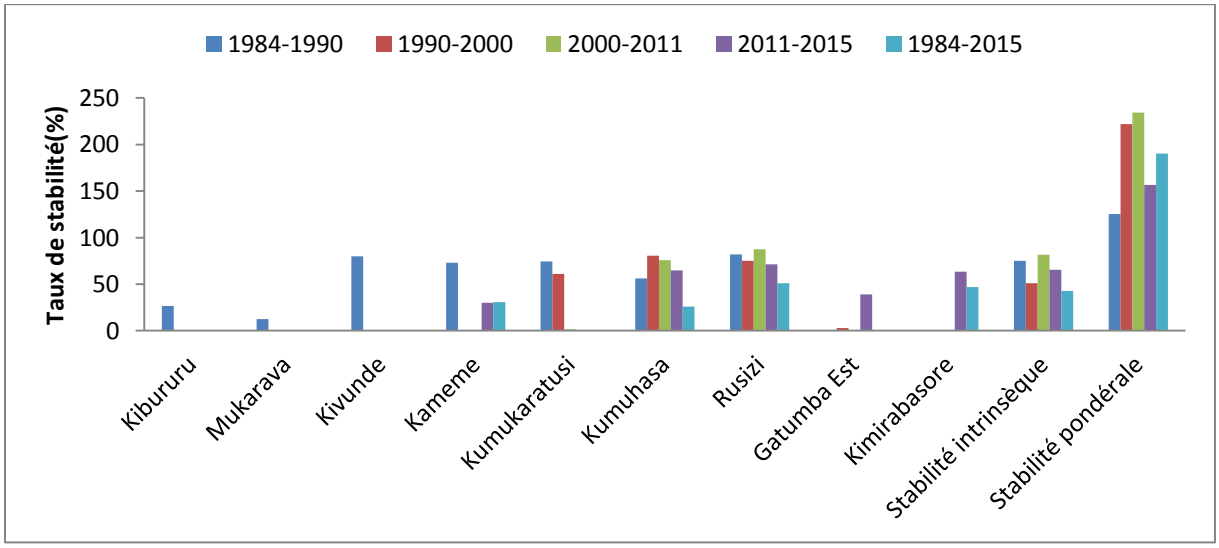


Figure 42: Evolution de la stabilité des plans d'eau entre 1984 et 2015

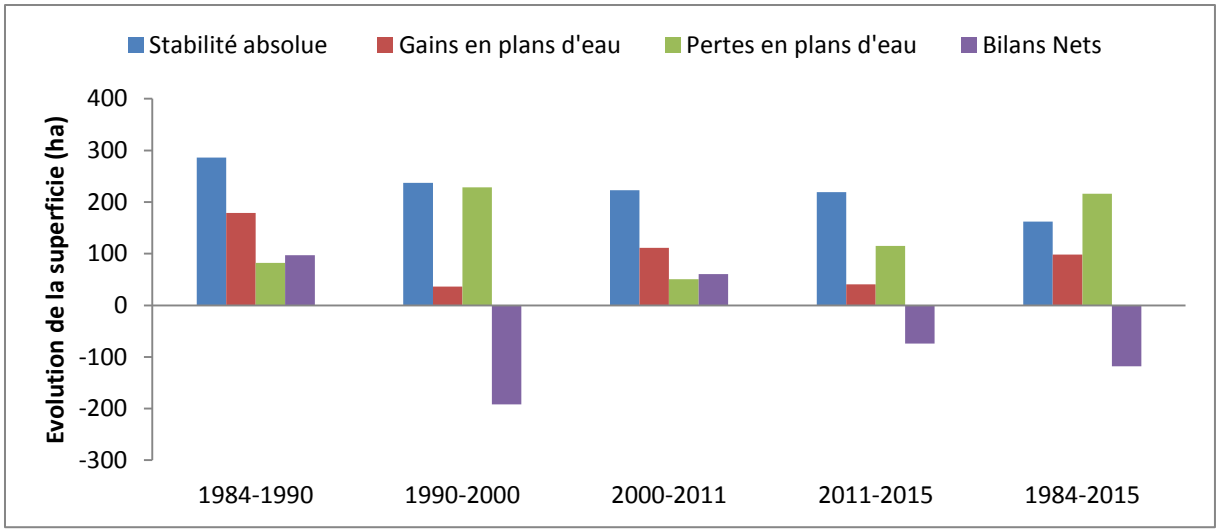


Figure 43 : Bilan global d'évolution de la classe des plans d'eau de 1984 à 2015

En termes d'interactions spatiales, la Figure 44 montre que les principales classes de conversion des plans d'eau sont la savane herbeuse à *Phragmites mauritianus*, les zones cultivées et la végétation aquatique. Les conversions de plans d'eau en zones cultivées ont été particulièrement importantes entre 1990 et 2000 (75,96 ha) et entre 2011 et 2015 (36,04 ha).

De 1984 à 2015, les principales classes de conversion des plans d'eau sont la savane herbeuse à *Phragmites mauritianus* (67,39 ha), les zones cultivées (57,17 ha), la végétation aquatique (33,52 ha), les zones brûlées (25,99 ha) et la forêt à *Hyphaene benguellensis* (23,40 ha) (Figure 44). On remarque que l'utilisation agricole des plans d'eau par drainage et irrigation en saisons et périodes sèches constitue la plus grande menace anthropique qui pèse sur eux.

Les résultats d'analyse cartographique montrent effectivement que les cultures illicites se concentrent et se stabilisent autour des principaux plans d'eau (Rusizi, Kumuhasa, Kumukaratusi, Kimirabasore, Kameme, Mariba) (Figures 28 A-B).

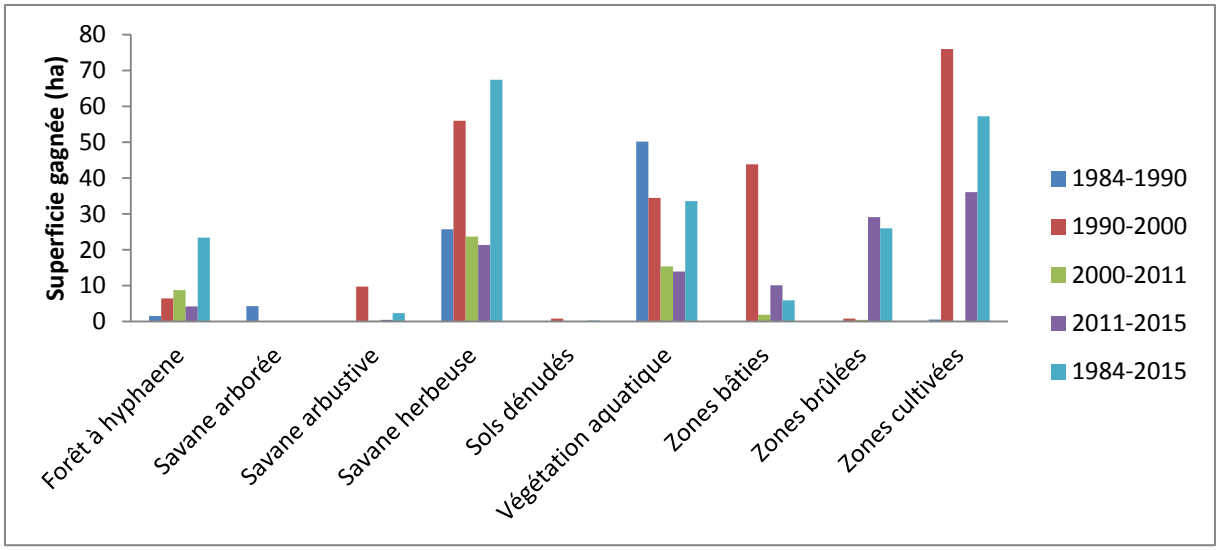


Figure 44: Typologie des classes de conversion des plans d'eau de 1984 à 2015

On observe également que les classes d'occupation du sol les plus converties en plans d'eau sont la savane herbeuse à *Phragmites mauritianus*, la végétation aquatique et les zones cultivées (Figure 45) ; les périodes 1984-1990 et 2000-2011 ayant connu les plus grandes conversions de ces classes en plans d'eau. Entre 1984 et 2015, les classes d'occupation du sol qui ont été le plus converties en plans d'eau sont la savane herbeuse à *Phragmites mauritianus* (40,69 ha), la végétation aquatique (33,63 ha) et les zones cultivées (14,47 ha).

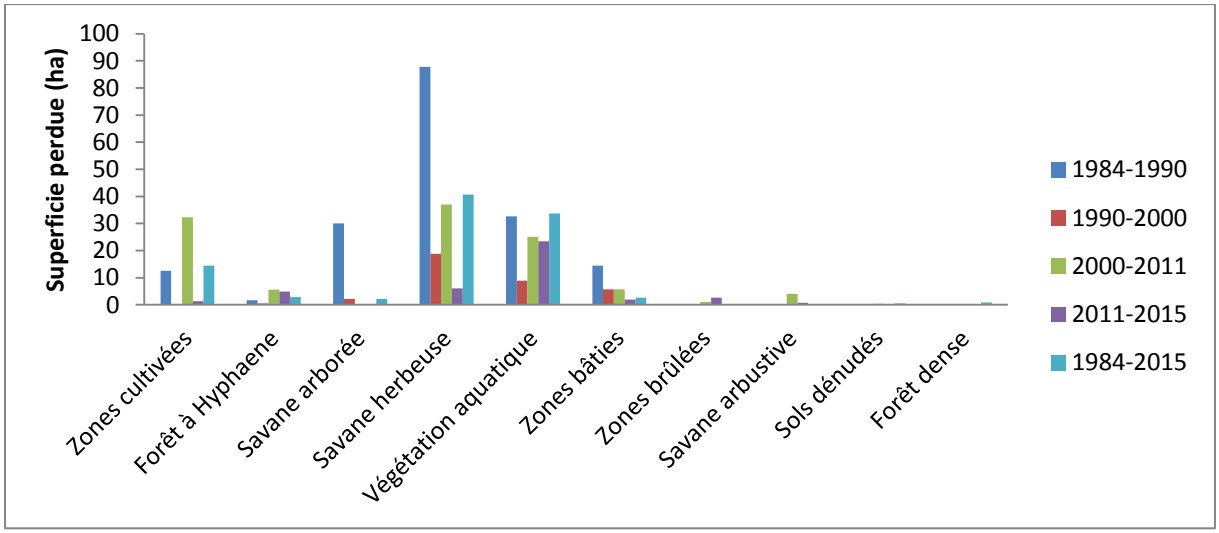


Figure 45: Typologie des classes converties en plans d'eau de 1984 à 2015

Les Figures 44 et 45 mettent donc en évidence les fortes interactions spatiales qui existent entre les plans d'eau et la végétation aquatique, la savane herbeuse à *Phragmites mauritianus*, la forêt à *Hyphaene benguellensis* et les zones cultivées.

D'une part, ces formations végétales et les zones cultivées se développent dans les zones drainées en profitant de l'humidité élevée qui s'observe le long des cours d'eau ou autour des plans d'eau. D'autre part, elles sont inondées en périodes humides suite aux crues des cours d'eau et à la stagnation des eaux de surface dont l'écoulement est ralenti par les faibles pentes du terrain de cette zone de plaine.

4.1.4.3. Changements dans les plans d'eau individuels

L'analyse des dynamiques des plans d'eau individuels qui ont été détectés au moins 2 fois entre 1984 et 2015 montre des évolutions périodiques contrastées qui s'expliquent par la balance entre les apports pluviométriques, les pertes par évaporation physique et les utilisations socio-économiques et les modifications qui sont des apports ou des pertes selon le plan d'eau considéré parmi les entités hydrologiques en interconnexion (Figure 46).

Entre 1984 et 1990, les taux d'extension, d'assèchement partiel et d'assèchement total représentent respectivement 18,2% ; 72,7% et 9,1%. Seuls les étangs Mariba et Kivunde se sont étendus au moment où tous les autres plans d'eau s'asséchaient (Figure 46). Les plans d'eau qui ont évolué le plus rapidement sont les étangs Kideheri (-61,73%/ha/an), Kibururu (-8,23%/ha/an) et Kivunde (5,56%/ha/an) (Figure 48). Ce sont la rivière Rusizi, l'étang Kivunde, la lagune Kumukaratusi, l'étang Kameme et la lagune Kumuhasa qui ont été les plus stables avec 82,13%; 80%; 74,32%; 73,08% et 56,07% de stabilités intrinsèques (Figure 42).

De 1990 à 2000, tous les plans d'eau se sont asséchés; avec des taux d'assèchement partiel et total respectifs de 30,8% et 69,2% (Figure 46). Les plans d'eau qui ont connu les évolutions les plus rapides sont respectivement les étangs Kibururu (-22,22%/ha/an), Kidirigiri (-22,22%/ha/an) et Urwotankware (-13,89%/ha/an) (Figure 48). En revanche, les plans d'eau qui ont été les plus stables sont la lagune Kumuhasa (80,49%), la rivière Rusizi (75,23%) et la lagune Kumukaratusi (60,91%) (Figure 42).

Entre 2000 et 2011, les taux d'extension et d'assèchement partiel des plans d'eau représentent respectivement 50% et 50%. L'assèchement continu des lagunes emblématiques Kumuhasa et Kumukaratusi a conduit à la quasi-disparition de cette dernière en 2011 et à sa disparition totale en 2015 (Figure 51). L'étang Gatumba Est constitue le plan d'eau qui a évolué le plus rapidement avec 5,85%/ha/an (Figure 48). Les plans d'eau qui ont été les plus stables sont la rivière Rusizi (87,59%) et la lagune Kumuhasa (75,69%) (Figure 42).

De 2011 à 2015, les taux d'extension, d'assèchement partiel et d'assèchement total représentent respectivement 7,1% ; 28,6% et 64,3%. Seul l'étang Gatumba Est s'est élargi pendant que tous les autres plans d'eau s'asséchaient. La période a connu les rythmes d'évolution les plus rapides des plans d'eau, en l'occurrence l'étang Kijojo (-138,89%/ha/an), la lagune Kumukaratusi (-138,89%/ha/an) et les étangs Mariba (-69,44%/ha/an), Urwotankware (-55,56%/ha/an) et Kideheri (-27,78%/ha/an) (Figure 48). C'est la rivière Rusizi, la lagune Kumuhasa et l'étang Kimirabasore qui ont été les plus stables, avec des stabilités respectives de 71,17%, 64,85% et 63,33% (Figure 42).

Au cours de la période d'étude 1984-2015, les taux d'assèchement partiel et total représentent respectivement 45,4%% et 54,6% ; soit un taux général d'assèchement qui atteint ou affecte 100% des plans d'eau (Figure 46). Seuls la rivière Rusizi, la lagune Kumuhasa et les étangs Kameme, Mukarava et Kimirabasore, soit 29,4% des plans d'eau ont été identifiés en 1984 et en 2015. La rivière Rusizi et la lagune Kumuhasa ont été les plus stables, avec 50,99% et 25,97% de stabilités respectives (Figure 42).

Les apparitions et réapparitions de plans d'eau ont été respectivement les plus importantes en 1990 et en 2011, avec 50% et 89% des cas relevés. Les plans d'eau jugés permanents sont la rivière Rusizi, les lagunes Kumukaratusi et Kumuhasa et les étangs Gatumba Est, Mukarava, Kimirabasore, Urwotankware, Mariba, Kivunde, Kibururu et Kameme. Ils représentent 64,70% du total des détections (Tableau XI).

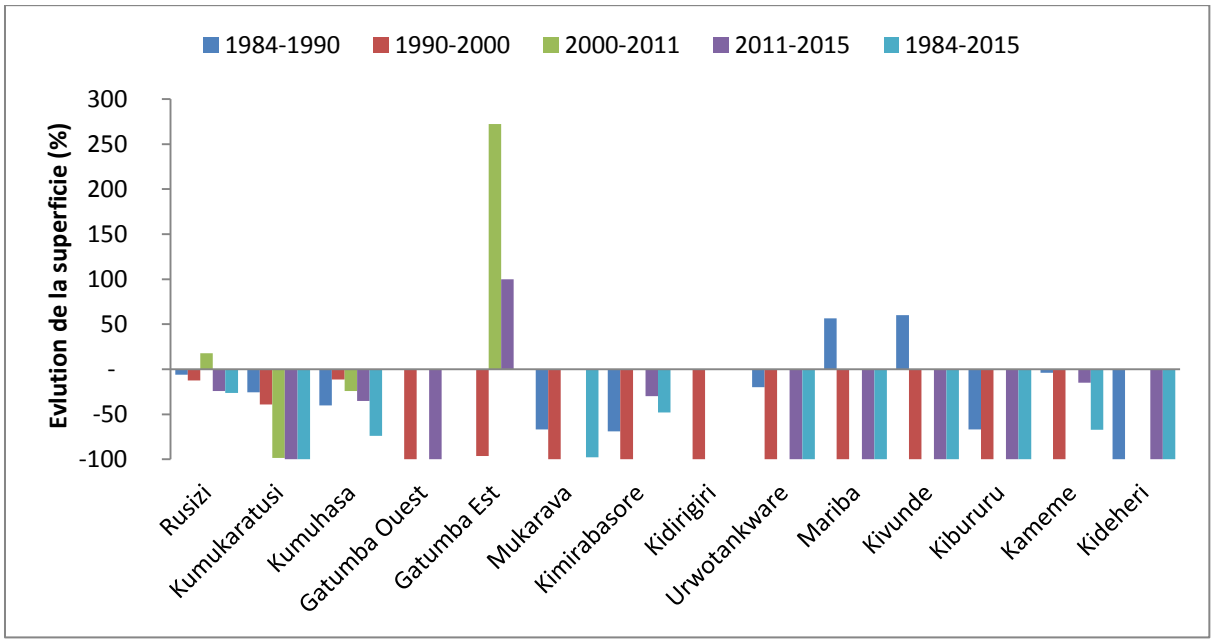


Figure 46 : Variations relatives des superficies des plans d'eau de 1984 à 2015

L'analyse de la stabilité et du taux annuel moyen d'expansion spatiale (Ta), en tant qu'indicateurs de transformation spatiale, permet de dégager les évolutions majeures qui sont présentées à la Figure 47. Entre 1984 et 1990, les étangs Kimirabasore, Mukarava et Kibururu ont connu les rythmes d'assèchement les plus rapides, avec des (Ta) élevés de -11,52%, -11,11% et -11,11%. La rivière Rusizi et les lagunes Kumukaratusi et Kumuhasa ont enregistré les (Ta) les plus faibles, à savoir -1,02%, -4,28% et -6,72%. En 2000, on constate que tous les grands étangs, à savoir Gatumba Est, Gatumba Ouest, Mukarava, Kimirabasore, Mariba, Kivunde et Kameme ont disparu ou presque disparu, avec des (Ta) de -10%. En 2015, les (Ta) de la plupart des plans d'eau qui sont totalement asséchés atteignent -25% (Figure 47).

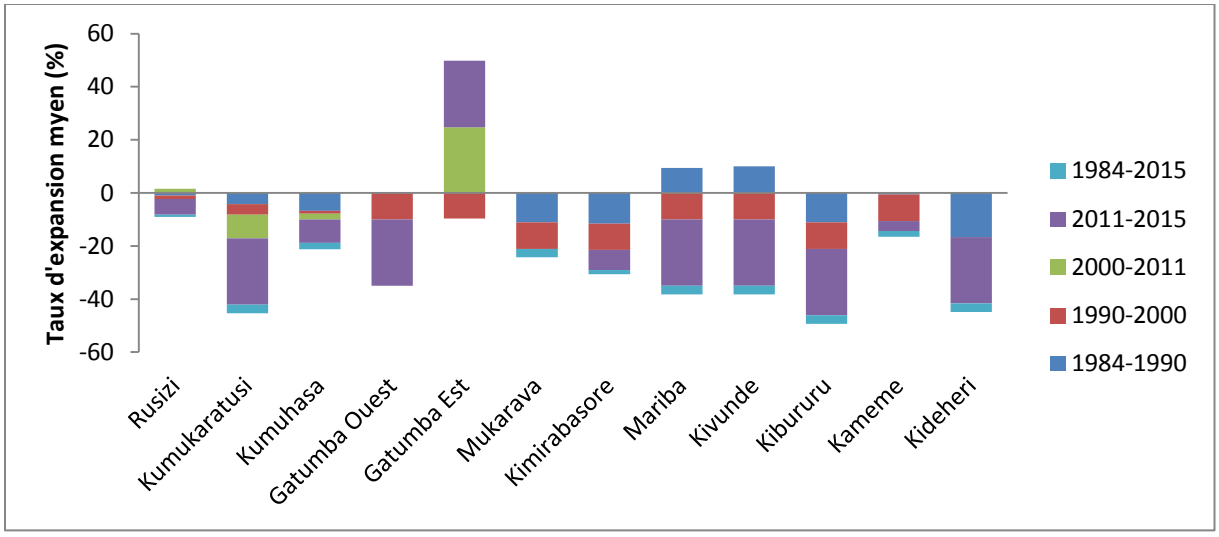


Figure 47: Evolution des taux d'expansion spatiale des plans d'eau de 1984 à 2015

Si on considère le taux annuel moyen relatif d'expansion spatiale (Tar) qui compare la résilience ou la sensibilité différentielle des plans d'eau face aux facteurs externes de stress, on constate que les plus petits plans d'eau affichent les valeurs les plus élevées et s'assèchent plus vite que les grands ; particulièrement au cours des périodes les plus critiques qui sont 1990-2000 et 2011-2015 (Figure 48). C'est le cas des étangs Kibururu et Kidirigiri entre 1990 et 2000. C'est également le cas de la lagune Kumukaratusi et des étangs Kijojo, Mariba et Urwotankware entre 2011 et 2015 (Figure 48). Ces plans d'eau ont en commun la caractéristique de posséder de faibles superficies à la date qui précède leur assèchement partiel ou total ; soit en 1990 et en 2011 (Tableau XI).

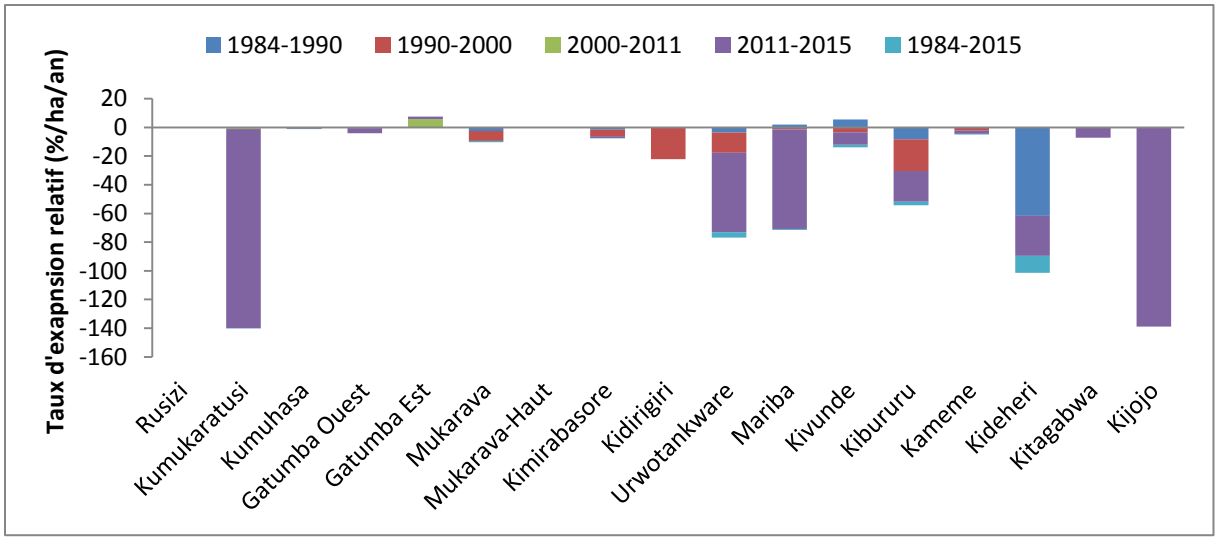


Figure 48: Taux relatifs d'expansion spatiale des plans d'eau de 1984 à 2015

Les résultats de l'analyse cartographique montrent que la stabilité des plans d'eau individuels et celle de la classe des « plans d'eau » sont en baisse depuis 2000 (Figure 42). En revanche, les valeurs de la stabilité pondérale montrent que ces derniers constituent un écosystème relativement stable de l'aire protégée depuis 1984. En effet, avec des stabilités pondérales de 125,29%; 221,89%; 234,17%; 156,44% et 190,30% pour les périodes 1984-1990, 1990-2000, 2000-2011, 2011-2015 et 1984-2015 respectivement, les plans d'eau sont proportionnellement plus stables que d'autres classes d'occupation du sol (Figure 42).

Les Figures 49, 50 et 51 montrent, de manière condensée et synthétique, les tendances évolutives globales des plans d'eau du Parc de la Rusizi. Elles illustrent la contraction progressive des ressources en eau en général (Figure 49) et la dégradation accrue des principaux étangs (Figure 50) et des deux lagunes emblématiques (Figure 51), en particulier.

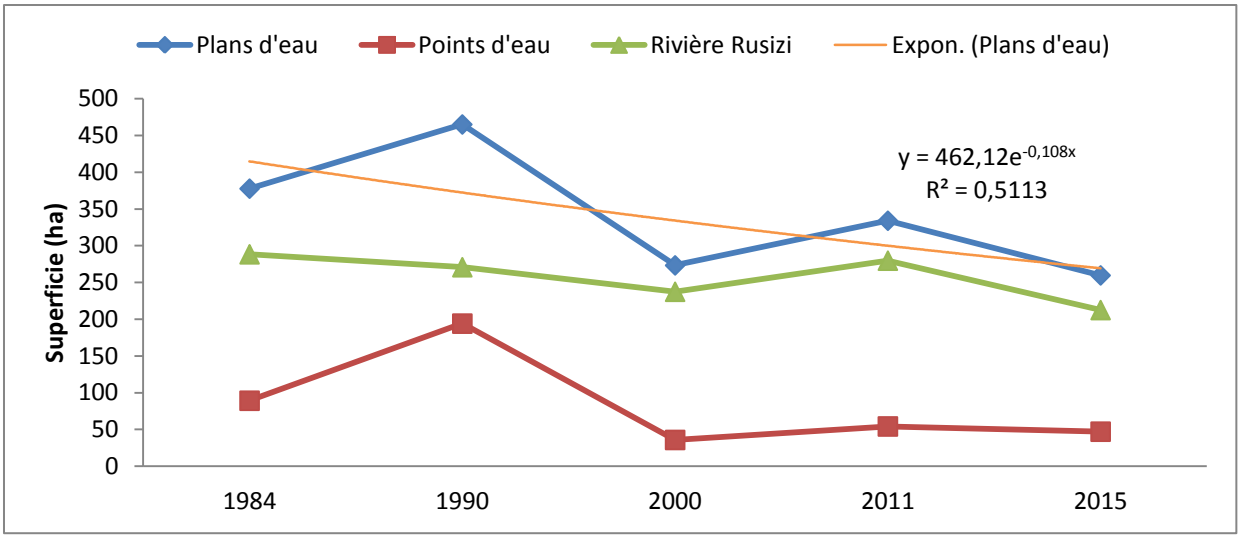


Figure 49: Evolution comparée des points d'eau et de la Rusizi entre 1984 et 2015

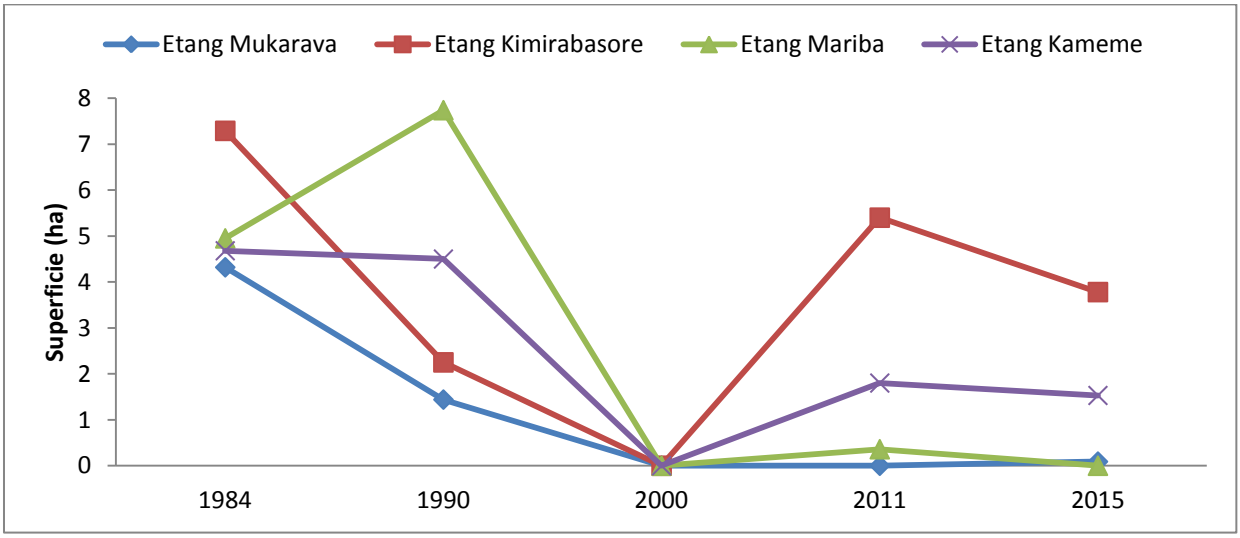


Figure 50: Evolution comparée des principaux étangs du parc de 1984 à 2015

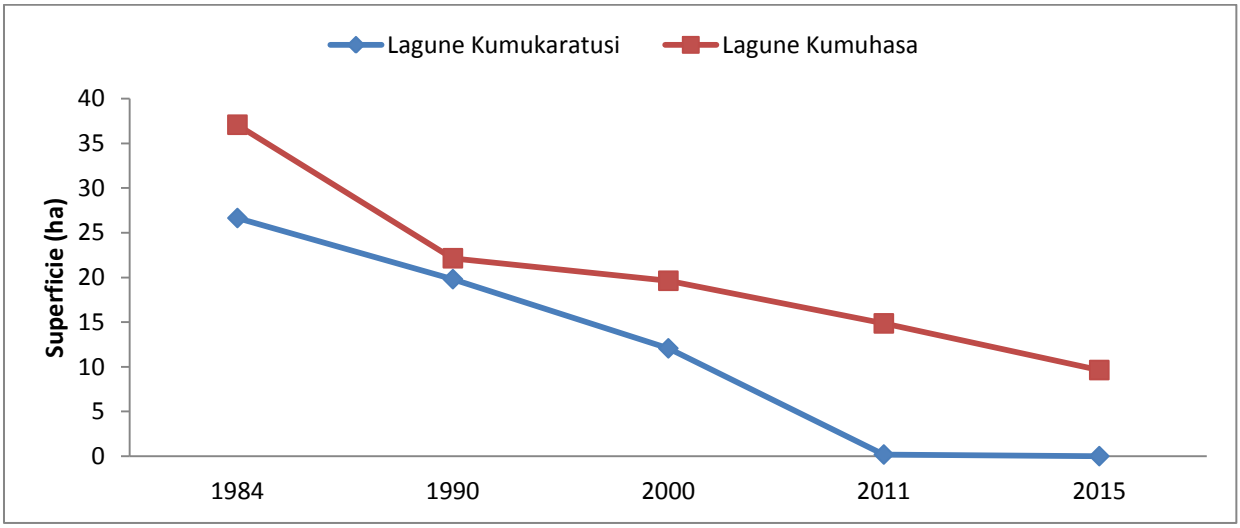


Figure 51: Evolution comparée des deux lagunes du parc entre 1984 et 2015

4.1.4.4. Connectivités spatiales entre les plans d'eau

L'analyse de l'évolution des plans d'eau séparés montre qu'au cours des périodes 1984-1990 et 1984-2015, des échanges connectifs se sont produits entre certains plans d'eau spatialement proches, sous forme de modifications ou de substitutions spatiales. Les plans d'eau qui ont été affectés par le phénomène de connectivité spatiale appartiennent à deux entités géographiques, à savoir : (1) le groupement hydrologique « Mariba-Kivunde-Kibururu-Urwotankware » au secteur Palmeraie (Figure 52A) et (2) le groupement hydrologique « Gatumba Est-Gatumba Ouest-Kumuhasa-Kumukaratusi » au secteur Delta (Figure52B).

Entre 1984 et 1990, la stabilité globale et les modifications des plans d'eau représentent respectivement 74,99% et 0,71%. La rivière Rusizi et les lagunes Kumuhasa et Kumukaratusi comptent pour98% de la stabilité globale de la classe des plans d'eau avec 62,72% ; 5,50% et 5,24% de stabilités respectives (Tableau XII). On note l'existence de 4 modifications spatiales de plans d'eau : (1) l'étang Kidirigiri, apparu en 1990, occupe une partie de l'espace laissé par l'étang Kimirabasore en assèchement, (2) l'étang Mariba s'est étendu sur une partie de la zone d'abandon de l'étang Kibururu en assèchement, (3) l'étang Urwotankware occupe une zone sous l'emprise antérieure de l'étang Mariba et (4) l'étang Mukarava a gagné un espace abandonné par la rivière Rusizi qui s'est retirée(Tableau XII, Figure 52A). Ces modifications hydrologiques représentent respectivement 0,12% ; 0,21% ; 0,19% et 0,19% en pourcentages et 0,45 ha ; 0,79 ha ; 0,72 ha et 0,72 ha en superficies (Tableau XII).

Tableau XII: Matrice de transition des plans d'eau entre 1984 et 1990 (%)

		Année 1990													
Année 1984		RZ	KK	KH	MK	KR	RT	MR	KV	KB	KM	KG	GO	GE	**%ST**
	RZ	62,72	0	0	0,19	0	0	0	0	0	0	0	0	0	**76,37**
	KK	0	5,24	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	**7,05**
	KH	0	0	5,50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	**9,81**
	MK	0	0	0	0,14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	**1,14**
	KR	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,12	0	0	**1,93**
	RT	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	**0,24**
	MR	0	0	0	0	0	0,19	0	0	0	0	0	0	0	**1,31**
	KV	0	0	0	0	0	0	0	0,38	0	0	0	0	0	**0,48**
	KB	0	0	0	0	0	0	0,21	0	0,10	0	0	0	0	**0,36**
	KM	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,91	0	0	0	**1,24**
	KD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	**0,07**
	%ST	**58,25**	**4,26**	**4,76**	**0,31**	**0,48**	**0,15**	**1,66**	**0,62**	**0,10**	**0,97**	**0,10**	**4,04**	**24,30**	**100**

RZ: Rusizi, KK: Kumukaratusi, KH: Kumuhasa, MK: Mukarava, KR: Kimirabasore, RT: Urwotankware, MR: Mariba, KV: Kivunde, KB : Kibururu, KM : Kameme, KD : Kideheri, KG : Kidirigiri, GO : Gatumba Ouest, GE : Gatumba Est, ST: Surface totale des plans d'eau (%)

Entre 1984 et 2015, la stabilité globale et les modifications des plans d'eau représentent respectivement 42,78% et 0,05%. La rivière Rusizi, la lagune Kumuhasa, l'étang Kimirabasore et l'étang Kameme représentent 100% de la stabilité totale, avec 38,94%,

2,55%, 0,91% et 0,38% de stabilités (Tableau XIII). Une seule modification spatiale de plans d'eau a été enregistrée. Il s'agit de l'étang Gatumba Est apparu en 1990 qui s'est déployé sur une partie de la zone de retrait de la lagune Kumuhasa en assèchement (Figure 52B). Cette modification représente 0,05% en pourcentage et 0,19 ha en superficie (Tableau XIII).Les distances entre les plans d'eau en connectivité spatiale varient considérablement. Elles atteignent respectivement 0,07 km ; 0,12 km et 0,69 km pour les connectivités Kibururu-Mariba et Mariba-Urwotankware (Figure 52A) et Gatumba Est-Kumuhasa (Figure 52B).

Tableau XIII : Matrice de transition des plans d'eau entre 1984 et 2015 (%)

		Année 2015							
		RZ	KH	MK	KR	KM	MH	GE	**%ST**
Année 1984	RZ	38,94	0	0	0	0	0	0	**76,37**
	KK	0	0	0	0	0	0	0	**7,05**
	KH	0	2,55	0	0	0	0	0,05	**9,81**
	MK	0	0	0	0	0	0	0	**1,14**
	KR	0	0	0	0,91	0	0	0	**1,93**
	RT	0	0	0	0	0	0	0	**0,24**
	MR	0	0	0	0	0	0	0	**1,31**
	KV	0	0	0	0	0	0	0	**0,48**
	KB	0	0	0	0	0	0	0	**0,36**
	KM	0	0	0	0	0,38	0	0	**1,24**
	KD	0	0	0	0	0	0	0	**0,07**
	%ST	**81,85**	**3,71**	**0,03**	**1,45**	**0,59**	**0,24**	**12,12**	**100**

MH : Mukarava-Haut, ST: Surface totale des plans d'eau (%)

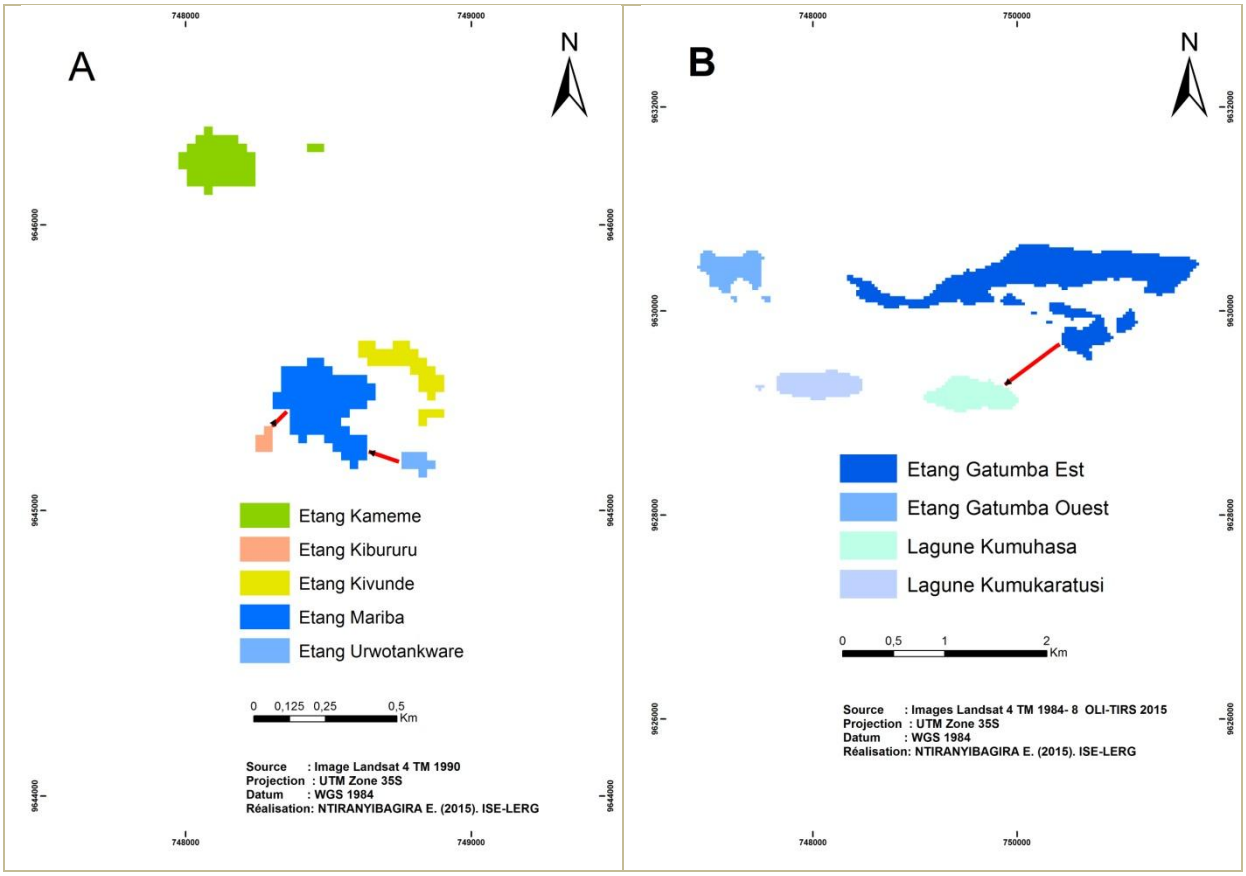


Figure 52 A-B: Connectivités hydrologiques durant les périodes 1984-1990 et 1984-2015

4.1.5. Conclusion partielle

Entre 1984 et 2015, l'occupation du sol du Parc de la Rusizi a beaucoup varié. Les résultats d'analyses cartographiques montrent qu'on est passé de 10 classes d'occupation du sol en 1984 à 9 classes en 2015, suite à la disparition des reliques de forêt dense de basse altitude et de la savane arborée et à l'apparition progressive d'une savane arbustive de substitution. Les classes d'occupation du sol ont subi des évolutions périodiques contrastées qui ont transformé la matrice du paysage d'une savane arborée en 1984 à une matrice hybride et bicéphale composée de la savane arbustive et des zones cultivées en 2015.

Les changements périodiques observés dans l'occupation du sol ont entraîné tantôt une densification de la couverture végétale, tantôt une ouverture du milieu, avec, en définitive, un recul important du couvert végétal depuis la création de l'aire protégée en 1980 sous statut de Réserve jusqu'en 2015, sous statut de Parc. Les résultats de l'étude montrent que les plans d'eau ont également connu des évolutions périodiques assez contrastées, même si au final, ils sont en net recul entre 1984 et 2015, tant en nombre qu'en superficie et en stabilité.

Ils indiquent que les évolutions régressives des deux composantes écosystémiques clé de l'aire protégée (formations végétales, plans d'eau) ont largement profité aux zones anthropisées en général et aux zones cultivées et brûlées en particulier, sous l'effet largement négatif des activités humaines et de la détérioration des conditions climatiques qui les aggravent, dans le cadre des mécanismes communautaires d'adaptation au risque climatique.

Les résultats obtenus confirment ainsi l'hypothèse de travail sur la régression du couvert végétal et des plans d'eau en faveur de l'extension des zones anthropisées, à travers les processus de déforestation et d'assèchement physique. Ils montrent l'intérêt de l'étude et du suivi réguliers des plans d'eau en tant qu'écosystèmes spécifiques et vulnérables dans le contexte actuel contraignant des changements climatiques. Etant donné que la majorité des plans d'eau sont petits, peu profonds, instables et rapidement évolutifs, leur suivi constitue en effet une priorité pour la gestion durable de ce site Ramsar situé en zone semi-aride.

De manière toute particulière, les plans d'eau les plus étendus et les plus profonds, qui sont également les plus stables et les plus résistants aux conditions sèches, en dépit d'une stabilité en baisse continue, devraient, en qualité de plans d'eau permanents ou quasi-permanents, être aménagés et gérés de façon prioritaire, dans le cadre des mesures urgentes à entreprendre pour limiter, voire inverser la dégradation avancée des ressources en eau.

4.2. Indicateurs des structures spatiales et de tendance

4.2.1. Indices de structures spatiales de 1984 à 2015

Les résultats de calculs des indices de structures spatiales qui ont servi à la détermination des PTS sont présentés au Tableau XIV. Ils indiquent une grande variabilité des processus spatiaux qui démontre l'existence de profonds remaniements au sein du Parc de la Rusizi.

Tableau XIV: Evolution des indices de structures spatiales entre 1984 et 2015.

Paramètres spatiaux		Classes d'occupation du sol									
		A	B	C	D/D*	E	F	G	H	I	J
1984	n	29	136	209	275	16	150	260	497	30	241
	a (ha)	378	1154	1379	4674	24	440	516	1357	16	752
	p (Km)	107	223	216	502	9	122	122	436	10	225
1990	n	29	245	248	159	41	162	266	216	27	365
	a (ha)	465	1152	1530	4827	24	632	779	436	24	820
	p (Km)	114	275	249	590	15	159	147	146	11	260
n_{1990}/n_{1984}		1	1,80	1,19	0,58	2,56	10,12	1,02	0,43	0,90	1,51
a_{1990}/a_{1984} (= t_{obs})		1,23	0,99	1,11	1,03	1,00	1,44	1,51	0,32	1,50	1,09
2000	n	20	146	269	192	190	237	394	520	2	405
	a (ha)	273	776	807	504	1064	1238	1085	4441	0*	501
	p (Km)	86	199	211	162	196	246	286	662	0*	200
n_{2000}/n_{1990}		0,69	0,59	1,08	1,21	4,63	1,46	1,48	2,41	0,07	1,11
a_{2000}/a_{1990} (= t_{obs})		0,59	0,67	0,53	0,10	44,3	1,96	1,39	10,18	0,00	0,61
2011	n	35	263	293	317	262	172	62	512	0	305
	a (ha)	334	734	1801	2869	405	513	427	2629	0	976
	p (Km)	99	204	256	558	150	149	52	617	0	284
n_{2011}/n_{2000}		1,75	1,80	1,09	1,65	1,38	0,73	0,16	0,98	0,00	0,75
a_{2011}/a_{2000} (= t_{obs})		1,22	0,95	2,23	5,69	0,38	0,41	0,39	0,59	0,00	1,95
2015	n	31	148	96	166	271	93	157	399	0	179
	a (ha)	260	1003	1136	2761	1639	342	525	2711	0	313
	p (Km)	85	206	143	327	255	89	132	529	0	123
n_{2015}/n_{2011}		0,89	0,56	0,33	0,52	4,37	0,54	2,53	0,78	N.A	0,59
a_{2015}/a_{2011} (= t_{obs})		0,78	1,37	0,63	0,96	4,05	0,67	1,23	1,03	N.A	0,32
n_{2015}/n_{1984}		1,07	1,09	0,46	0,60	16,94	0,62	0,60	0,80	0,00	0,74
a_{2015}/a_{1984} (= t_{obs})		0,69	0,87	0,82	0,59	68,29	0,78	1,02	1,99	0,00	0,42

A: Plan d'eau B: Savane herbeuse C: Forêt à Hyphaene benguellensis D: Savane arborée D: Savane arbustive E: Zones brûlées F: Sols dénudés G: Végétation aquatique H: Zones cultivées I: Reliques de forêt dense J : Zones bâties 0* : valeurs très faibles car formation en disparition, NA : Non Applicable car classe disparue*

4.2.1.1. Indices spatiaux et dynamiques paysagères entre 1984 et 1990

Entre 1984 et 1990, 5 types de processus de transformation spatiale ont été enregistrés. Il s'agit de l'agrégation des taches ($n_{1990}<n_{1984}$, $a_{1990}>a_{1984}$) chez les reliques de forêt dense et la savane arborée, de la création des taches ($n_{1990}>n_{1984}$, $a_{1990}>a_{1984}$) chez la forêt à *Hyphaene benguellensis*, la végétation aquatique, les zones bâties et les sols dénudés, de la dissection des taches ($n_{1990}>n_{1984}$, $a_{1990}<a_{1984}$ et $t_{obs}> t_s = 0,5$) chez la savane herbeuse et les zones brûlées, de l'élargissement des taches ($n_{1990}= n_{1984}$, $a_{1990}>a_{1984}$) chez les plans d'eau et de la suppression des taches ($n_{1990}<n_{1984}$, $a_{1990}<a_{1984}$) chez les zones cultivées (Tableau XIV).

Dans l'ensemble, les processus observés chez la plupart des formations végétales (agrégation, création), les plans d'eau (élargissement) et la principale classe anthropisée formée des zones cultivées (suppression) ont conduit à l'extension et à la consolidation du couvert végétal et des zones humides et, parallèlement, à un recul des surfaces anthropisées. La dynamique paysagère dominante dans l'aire protégée est une densification du couvert végétal qui est marquée par la formation des savanes ou savanisation (14,75%) et la formation des forêts ou reforestation (4,88%) (Tableau VI, Figure 20A).

4.2.1.2. Indices spatiaux et dynamiques paysagères entre 1990 et 2000

De 1990 à 2000, 4 types de processus de transformation spatiale ont été notés. Il s'agit de la suppression des taches ($n_{2000}<n_{1990}$, $a_{2000}<a_{1990}$) chez la savane herbeuse, les reliques de forêt dense et les plans d'eau, de la dissection des taches ($n_{2000}>n_{1990}$, $a_{2000}<a_{1990}$ et $t_{obs}> t_s = 0,5$) chez la forêt à *Hyphaene benguellensis* et les zones bâties, de la fragmentation poussée des taches ($n_{2000}>n_{1990}$, $a_{2000}<a_{1990}$ et $t_{obs} = 0,10 << t_s = 0,5$) chez la savane arborée qui a disparu durant cette période et de la création des taches ($n_{2000}>n_{1990,}$ $a_{2000}>a_{1990}$) chez la végétation aquatique, les zones cultivées, les zones brûlées et les sols dénudés (Tableau XIV).

En général, les processus rencontrés chez la plupart des formations végétales (suppression, dissection, fragmentation), les plans d'eau (suppression) et les classes anthropisées les plus importantes que sont les zones cultivées, les zones brûlées et les sols dénudés (création) entraînent une réduction de la couverture végétale et des zones humides, tout en étendant les surfaces anthropisées. La dynamique paysagère dominante dans l'aire protégée est une grande ouverture du milieu qui est caractérisée par une anthropisation par désavanisation (44,33%) et par déforestation (4,16%) (Tableau VII, Figure 21A).

4.2.1.3. Indices spatiaux et dynamiques paysagères entre 2000 et 2011

Entre 2000 et 2011, 5 types de processus de transformation spatiale ont été observés. Il s'agit de la suppression des taches ($n_{2011}<n_{2000}$, $a_{2011}<a_{2000}$) chez la végétation aquatique, les reliques de forêt dense qui ont disparu au cours de cette période, les zones cultivées et les sols dénudés, de la dissection des taches ($n_{2011}>n_{2000}$, $a_{2011}<a_{2000}$ et $t_{obs} = 0,95 > t_s = 0,5$) chez la savane herbeuse, de la création des taches ($n_{2011}>n_{2000,}$ $a_{2011}>a_{2000}$) chez la savane arbustive, la forêt à *Hyphaene benguellensis* et les plans d'eau, de la fragmentation des taches ($n_{2011}>n_{2000}$, $a_{2011}<a_{2000}$ et $t_{obs} = 0,38 < t_s = 0,5$) chez les zones brûlées et de l'agrégation des taches ($n_{2011}<n_{2000}$, $a_{2011}>a_{2000}$) chez les zones bâties (Tableau XIV).

Les processus de transformation spatiale observés chez les formations végétales les plus importantes en superficies, à savoir la savane arbustive et la forêt à *Hyphaene benguellensis* (création), les plans d'eau (création) et les classes anthropisées dominantes que sont les zones cultivées, les zones brûlées et les sols dénudés (suppression, fragmentation) induisent une extension du couvert végétal et des zones humides et un recul des surfaces anthropisées. La dynamique paysagère dominante dans l'aire protégée est une densification importante du couvert végétal qui est caractérisée par la formation des savanes ou savanisation (26,64%) et la reconstitution des forêts ou reforestation (11,73%) (Tableau VIII, Figure 22A).

4.2.1.4. Indices spatiaux et dynamiques paysagères entre 2011 et 2015

Entre 2011 et 2015, 3types de processus de transformation ont été observés. Il s'agit de la suppression des taches ($n_{2015}<n_{2011}$, $a_{2015}<a_{2011}$) qui affecte la forêt à *Hyphaene benguellensis*, la savane arbustive, les zones bâties, les sols dénudés et les plans d'eau, de la création des taches ($n_{2015}>n_{2011,}$ $a_{2015}>a_{2011}$) qui touche la végétation aquatique et les zones brûlées et de l'agrégation des taches ($n_{2015}<n_{2011,}$ $a_{2015}>a_{2011}$) qui intéresse la savane herbeuse à *Phragmites mauritianus* et les zones cultivées (Tableau XIV).

De façon générale, les processus de transformation spatiale notés chez les formations végétales les plus importantes en superficies que sont la savane arbustive et la forêt à *Hyphaene benguellensis* (suppression), les plans d'eau (suppression) et les classes anthropisées dominantes que sont les zones cultivées et les zones brûlées (agrégation, création) réduisent le couvert végétal et les zones humides en étendant les surfaces anthropisées. La dynamique paysagère dominante dans l'aire protégée est une ouverture significative du milieu qui est marquée par une anthropisation par désavanisation (15,86%) et par déforestation (4,34%) (Tableau IX, Figure 23A).

4.2.1.5. Indices spatiaux et dynamiques paysagères entre 1984 et 2015

Durant la période d'étude 1984-2015 considérée en continu, on relève 4 types de processus de transformation spatiale qui sont la dissection des taches ($n_{2015}>n_{1984,}$ $a_{2015}<a_{1984,}$ $t_{obs} > t_s = 0,5$) chez la savane herbeuse et les plans d'eau, la suppression des taches ($n_{2015}<n_{1984,}$ $a_{2015}<a_{1984}$) chez la savane arborée, la forêt à *Hyphaene benguellensis*, les reliques de forêt dense, les zones bâties et les sols dénudés, l'agrégation des taches ($n_{2015}<n_{1984,}$ $a_{2015}>a_{1984}$) chez la végétation aquatique et les zones cultivées et la création des taches ($n_{2015}>n_{1984,}$ $a_{2015}>a_{1984}$)au niveau des zones brûlées (Tableau XIV).

Les résultats montrent que les processus de transformation spatiale affectant la majorité des formations végétales (suppression, dissection), les plans d'eau (dissection) et les classes anthropisées dominantes que sont les zones cultivées et les zones brûlées (agrégation, création) réduisent le couvert végétal et les zones humides, tout en favorisant l'extension des surfaces anthropisées. La dynamique paysagère dominante est une grande ouverture du milieu qui est caractérisée par une anthropisation par désavanisation (27,77%) et par déforestation (3,26%) (Tableau X, Figure 24A).

Pour l'ensemble des périodes d'étude, 6 géométries ou PTS sur les 10 qui sont théoriquement possibles ont été dénombrées. Il s'agit de la création, de la suppression, de la fragmentation, de la dissection, de l'agrégation et de l'élargissement des taches qui touchent différemment les classes d'occupation du sol, selon les périodes (Figure 53). Seuls les processus de déformation, de déplacement, de rétrécissement et de perforation des taches n'ont pas été observés. On constate que le nombre de classes affectées par la création des taches diminue au moment où celui des classes touchées par la suppression des taches augmente (Figure 53).

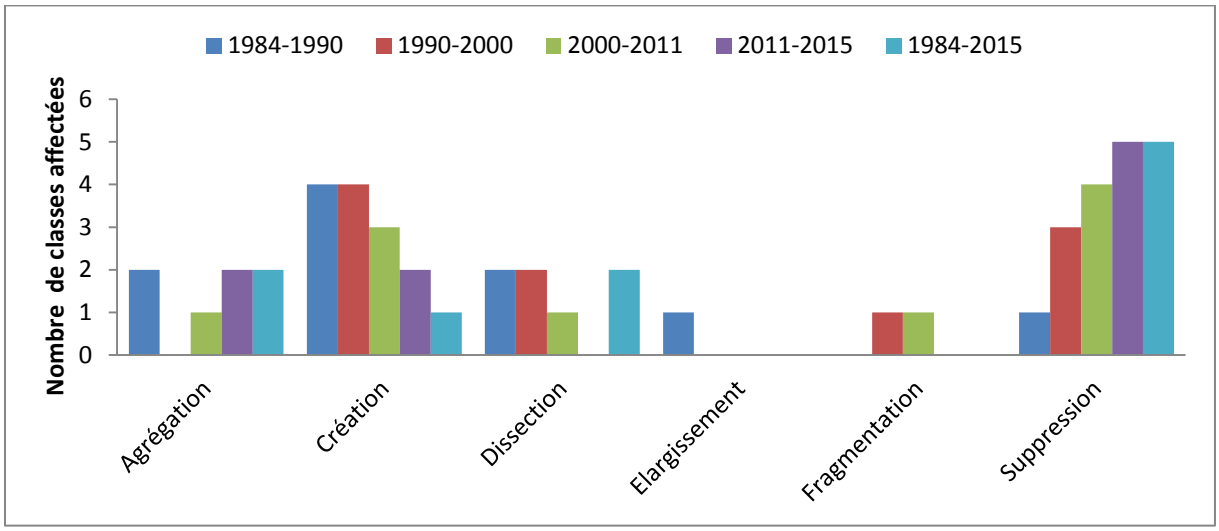


Figure 53: Typologie et importance relative des PTS entre 1984 et 2015

L'analyse de la typologie et de la chronologie des PTS qui affectent les classes spécifiques d'occupation du sol met en évidence des différences notables qui sont déterminantes dans leur évolution. Les zones bâties et les plans d'eau ont été affectés par 4 types de processus spatiaux; la savane herbeuse à *Phragmites mauritianus*, la forêt à *Hyphaene benguellensis*, la végétation aquatique, les zones brûlées, les zones cultivées et la savane arborée par 3 types de processus tandis que les reliques de forêt dense, la savane arbustive et les sols dénudés n'ont été touchés que par 2 types de processus (Figure 54).

Les activités humaines et la gouvernance, qui sont fortement dynamiques dans le temps et dans l'espace, affectent différemment les classes ou les ressources (exploitation) selon les opportunités, les enjeux et les mesures de gestion et déterminent largement les PTS.

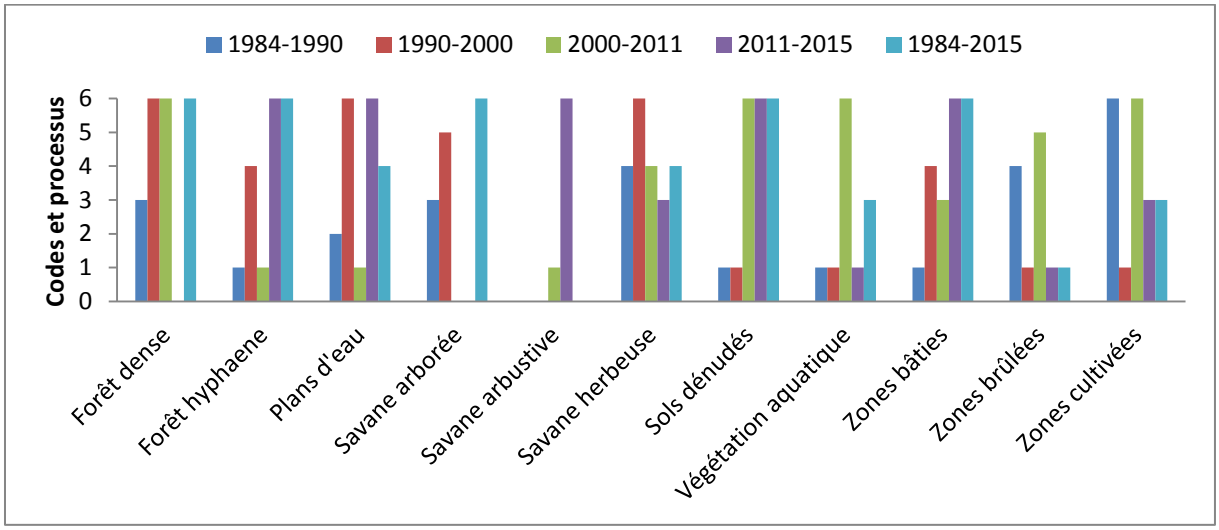


Figure 54: Evolution des PTS par classe d'occupation du sol entre 1984 et 2015

Codes : 1. Création, 2. Elargissement, 3. Agrégation, 4. Dissection, 5. Fragmentation, 6. Suppression

La Figure 54 montre que les PTS les plus fréquents sont la suppression et la création des taches qui représentent respectivement 37% et 29% ; soit 66% des situations observées. Les processus les plus rares sont l'élargissement et la fragmentation des taches qui comptent pour 2%et 4% des cas ; soit 6% des situations. La création des taches affecte toutes les classes d'occupation du sol, à l'exception de la savane herbeuse, de la savane arborée et des reliques de forêt dense; soit une occurrence de 72,7% des classes. La suppression des taches n'épargne que les zones brûlées ; soit une occurrence de 90,9 % des classes (Figure 54).

4.2.2. Dominances des taches de classes de 1984 à 2015

Les résultats de calculs des dominances des plus grandes taches des différentes classes d'occupation du sol au cours des années d'étude considérées sont présentés au Tableau XV. Ils montrent des évolutions assez contrastées entre les classes et les périodes. En 1984, les classes d'occupation du sol faiblement fragmentées sont la forêt à *Hyphaene benguellensis* (75,1%), la végétation aquatique (70,5%) et la savane arborée (63,8%). La majorité des classes d'occupation du sol, à savoir les zones cultivées (12,5%), les zones bâties (16,0%), la savane herbeuse (16,6%), les sols dénudés (16,6%) et les reliques de forêt dense (18,8%) sont fortement fragmentées ou disloquées (Tableau XV).

Cette situation de référence montre que l'essentiel des formations végétales sont encore consolidées en grands blocs peu après la création de l'aire protégée tandis que les zones anthropisées se présentent sous forme d'îlots dispersés dans celle-ci.

Tableau XV. Evolution de la dominance des classes d'occupation du sol de 1984 à 2015

Dominance		Classes thématiques d'occupation du sol									
		A	B	C	D/D*	E	F	G	H	I	J
1984	A_m (ha)	153	192	1035	2982	10	73	364	169	3	120
	A_t (ha)	378	1154	1379	4674	24	440	516	1357	16	752
	D(a) %	40,5	16,6	75,1	63,8	41,7	16,6	70,5	12,5	18,8	16,0
1990	A_m (ha)	146	170	1018	3158	3	98	557	124	5	217
	A_t (ha)	465	1152	1530	4827	24	632	779	436	24	820
	D(a) %	31,4	14,8	66,5	65,4	12,5	15,5	71,5	28,4	20,8	26,5
$\Delta D_{1990-1984}$		-9,1	-1,9	-8,5	1,6	-29,2	-1,1	1,0	16,0	2,1	10,5
2000	A_m (ha)	88	106	174	176	434	644	337	2321	*	73
	A_t (ha)	273	776	807	504	1064	1238	1085	4441	*	501
	D(a) %	32,2	13,7	21,6	34,9	40,8	52,0	31,1	52,3	75,0	14,6
$\Delta D_{2000-1990}$		0,8	-1,1	-45	-30,5	28,3	36,5	-40,4	23,8	54,2	-11,9
2011	A_m (ha)	159	130	1280	864	51	53	390	1454	NA	176
	A_t (ha)	334	734	1801	2869	405	513	427	2629	NA	976
	D(a) %	47,6	17,7	71,1	30,1	12,6	10,3	91,3	55,3	NA	18,0
$\Delta D_{2011-2000}$		15,4	4,1	49,5	-4,8	-28,2	-41,7	60,3	3,0	NA	3,5
2015	A_m (ha)	37	301	927	1308	846	70	301	1160	NA	54
	A_t (ha)	260	1003	1136	2761	1639	342	525	2711	NA	313
	D(a) %	14,2	30,0	81,6	47,4	51,6	20,5	57,3	42,8	NA	17,3
$\Delta D_{2015-2011}$		-33,4	12,3	10,5	17,3	39,0	10,1	-34,0	-12,5	NA	-0,8
$\Delta D_{2015-1984}$		-26,2	13,4	6,5	-16,4	10,0	3,9	-13,2	30,3	-18,8	1,3

A: Plan d'eau B: Savane herbeuse C: Forêt à Hyphaene benguellensis D: Savane arborée D: Savane arbustive E: Zones brûlées F: Sols dénudés G: Végétation aquatique H: Zones cultivées I: Reliques de forêt dense J : Zones bâties * : valeurs très faibles car formation en disparition (0,27 ha et 0,36 ha), NA : Non Applicable car classe disparue*

En considérant le seuil de 10%, l'analyse des résultats sur les variations de la dominance de classes (Tableau XV, Figure 55) conduit aux conclusions ci-après. Entre 1984 et 1990, la classe qui s'est le plus fragmentée est formée des zones brûlées (-29,2%). Celles qui se sont le plus consolidées sont les zones cultivées (+16,0%) et les zones bâties (+10,5%). De 1990 à 2000, les classes qui se sont le plus désagrégées sont la forêt à *Hyphaene benguellensis* (-45,0%), la végétation aquatique (-40,4%), la savane arborée (-30,5%) et les zones bâties (-11,9%). Celles qui se sont le plus consolidées sont les reliques de forêt dense (+54,2%), les sols dénudés (+36,5%), les zones brûlées (+28,3%) et les zones cultivées (+23,8%). Entre 2000 et 2011, les classes qui se sont le plus fragmentées sont les sols dénudés (-41,7%) et les zones brûlées (-28,2%). Celles qui se sont le plus consolidées sont la végétation aquatique (+60,3%), la forêt à *Hyphaene benguellensis* (+49,5%) et les plans d'eau (+15,4%).

De 2011 à 2015, les classes qui se sont le plus fragmentées ou disloquées sont la végétation aquatique (-34,0%), les plans d'eau (-33,4%) et les zones cultivées (-12,5%). Celles qui se sont le plus consolidées sont les zones brûlées (+39,0%), la savane arbustive (+17,3%), la savane herbeuse (+12,3%), la forêt à *Hyphaene benguellensis* (+10,5%) et les sols dénudés (+10,1%). Entre 1984 et 2015, les classes d'occupation du sol qui se sont le plus fragmentées ou désagrégées sont les plans d'eau (-26,2%), la savane arborée (-16,4%) et la végétation aquatique (-13,2%). Celles qui se sont le plus consolidées sont les zones cultivées (+30,3%), la savane herbeuse (+13,4%) et les zones brûlées (+10,0%).

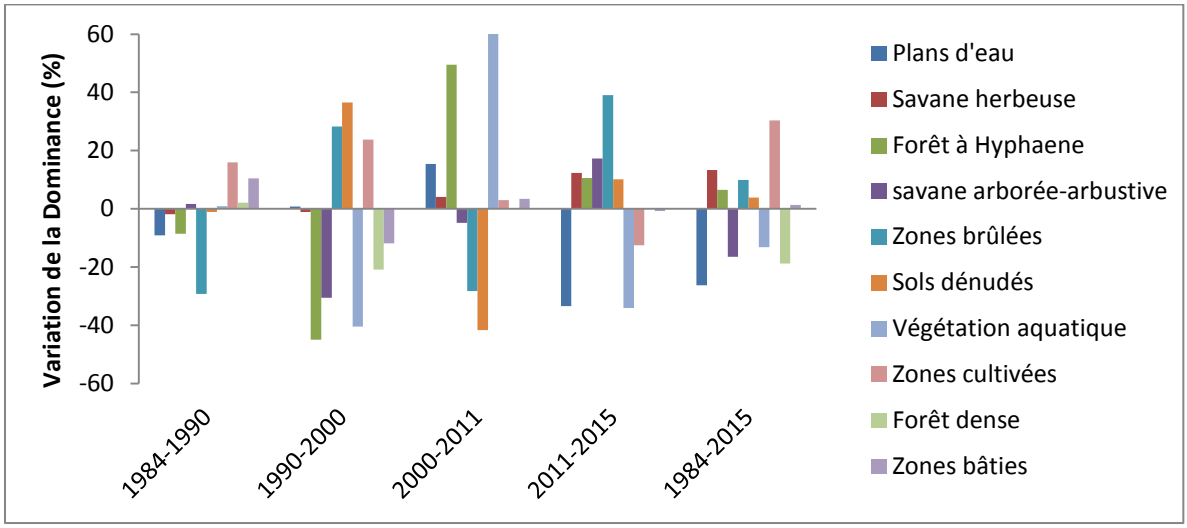


Figure 55: Evolution comparée de la dominance des taches de classes entre 1984 et 2015

En 2015, les classes faiblement fragmentées sont la forêt à *Hyphaene benguellensis* (81,6%), la végétation aquatique (57,3%) et les zones brûlées (51,6%). Les classes moyennement fragmentées sont la savane arbustive (47,4%), les zones cultivées (42,8%) et la savane herbeuse (30,0%). Les classes fortement fragmentées sont les sols dénudés (20,5%), les zones bâties (17,3%) et les plans d'eau (14,2%) (Tableau XV).

4.2.3. Indices de tendance du Parc de la Rusizi de 1984 à 2015

Les statistiques de synthèse des dynamiques paysagères qui ont permis de déterminer les indices de tendance du Parc de la Rusizi dérivent des matrices de transition d'occupation du sol et des calculs intermédiaires. Elles sont présentées au Tableau XVI ci-dessous.

Tableau XVI: Statistiques de synthèse des dynamiques paysagères entre 1984 et 2015 (%)

Dynamiques paysagères	Périodes d'étude				
	1984-1990	1990-2000	2000-2011	2011-2015	1984-2015
Stabilité globale (S)	62	23	35	42	23
Progression absolue (P)	20	7	40	19	14
Régression absolue (R)	16	61	9	25	55
Conversions neutres (C_n)	2	9	16	14	8
Couverture totale	100	100	100	100	100
Dégradation ($D = R+C_n$)	18	70	25	39	63
Taux de changement (T_c)	38	77	65	58	77
Progression relative (X)	53	9	61	32	18
Dégradation relative (Y)	47	91	39	68	82
Bilan de changement (B_c)	6	-82	22	-36	-64

Les valeurs des indices périodiques de tendance calculées à partir des données du Tableau XVI suivant la méthodologie et les étapes décrites au Tableau III sont I_t (38%, 6%), I_t (77%, -82%), I_t (65%, 22%), I_t (58%, -36%) et I_t (77%, -64%) (Tableau XVII). Les classes d'indices déterminées à partir des valeurs obtenues et de la matrice d'évaluation et de classification de l'indice de tendance (Tableau III) sont respectivement 2D, 4a, 3D, 3c et 4b (Tableau XVII).

Tableau XVII: Valeurs et classes des indices de tendance de 1984 à 2015

Période	Détermination des valeurs et classes d'indices	Indices
1984-1990	T_c= (100-62)=38 ϵ] 25-50] classe 2;Bc=(53-47)=6 ϵ [0-25]>0 ; classe D	[(38,6);2D]
1990-2000	T_c = (100-23)=77 ϵ]75-100] classe 4;Bc=(9-91)=-82 ϵ [-100, -75[<0 classe a	[(77,-82); 4a]
2000-2011	T_c = (100-35) = 65 ϵ]50-75] classe 3;Bc=(61-39)=22 ϵ [0-25]>0 classe D	[(65,22) ; 3D]
2011-2015	T_c = (100-42)=58 ϵ [50-75[classe 3;Bc= (32-68)=-36 ϵ [-50, -25[<0 classe c	[(58,-36); 3c]
1984-2015	T_c = (100-23)=77 ϵ [75-100[classe 4;Bc= (18-82)=-64 ϵ [-75,-50[<0 classe b	[(77,-64); 4b]

4.2.4. Tendances évolutives du Parc de la Rusizi de 1984 à 2015

Les tendances évolutives périodiques correspondant aux indices de tendance calculés ci-dessus sont respectivement une « évolution modérée (2) à tendance positive faible (D)» entre 1984 et 1990, une «évolution très forte (4) à tendance négative très forte (a)» entre 1990 et 2000, une « évolution forte (3) à tendance positive faible (D)» entre 2000 et 2011, une « évolution forte (3) à tendance négative modérée (c)» entre 2011 et 2015 et une «évolution très forte (4) à tendance négative forte (b)» entre 1984 et 2015 (Tableau XVII).

L'analyse détaillée des évolutions paysagères de synthèse présentées à la Figure 56 permet de faire 5 constats importants et intéressants, à savoir : (1) les conversions neutres ou non végétales sont peu représentatives de l'évolution du paysage, (2) les conversions positives et négatives constituent les dynamiques paysagères dominantes au cours des périodes aux taux de changements les plus élevés (1990-2000, 2000-2011, 1984-2015), (3) les conversions négatives et positives sont plus importantes que les modifications négatives et positives au cours des mêmes périodes, (4) les conversions négatives sont plus importantes que les conversions positives durant les mêmes périodes et (5) les modifications négatives sont plus exprimées que les modifications positives pour les mêmes périodes.

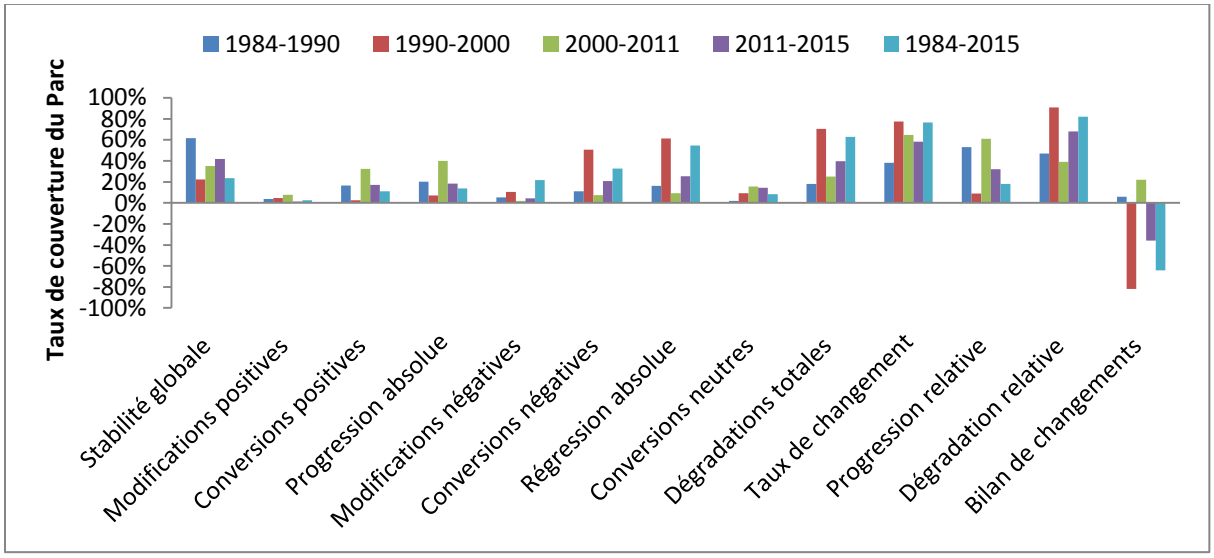


Figure 56: Evolution des dynamiques paysagères de synthèse de 1984 à 2015

4.2.5. Coefficient d'asymétrie du Parc de la Rusizi

Les résultats de calcul obtenus à partir de la surface et du périmètre du Parc de la Rusizi qui sont respectivement de 106,73 km² et de 97,68 km donnent un cercle équivalent de 5,83 km de rayon et de 36,61 km de circonférence. Le coefficient d'asymétrie K_c correspondant au rapport du périmètre du parc à la circonférence du cercle équivalent est de 2,64 ; ce qui représente un niveau d'asymétrie remarquablement élevé.

Cette valeur montre que la longueur totale des frontières du Parc de la Rusizi est presque 3 fois supérieure à celle qu'aurait l'aire protégée si elle avait une forme parfaitement circulaire. En d'autres termes, le caractère très asymétrique de la forme du Parc de la Rusizi offre aux populations périphériques dépendantes un niveau d'exposition ou une facilité d'intrusion 3 fois supérieure ; toute autre chose restant égale par ailleurs, d'autant plus que l'accessibilité physique de l'aire protégée est très aisée, selon les critères et la carte de Nelson (2008).

4.2.6. Conclusion partielle

Les résultats d'analyses des indicateurs de structures spatiales et de tendance montrent que le Parc de la Rusizi s'est caractérisé par des évolutions tantôt positives, tantôt négatives, selon les périodes considérées. Les tendances évolutives positives ou les succès dans la conservation sont apparues en temps d'évacuations des populations et des exploitations intérieures et de pluviométrie excédentaire (1984-1990, 2000-2011) tandis que les tendances évolutives négatives ou les échecs dans la conservation ont été observées en périodes d'exploitations anarchiques et de pluviométrie déficitaire (1990-2000, 2011-2015).

Ils indiquent que les évolutions les plus défavorable et favorable ont été respectivement enregistrées au cours des périodes 1990-2000 et 2000-2011 et que le statut de Réserve offre une meilleure efficacité et un plus grand succès dans la conservation que celui de Parc, même si les moyens et les méthodes mis en œuvre n'ont pas fondamentalement changé.

Ces résultats révèlent que les principaux facteurs qui déterminent l'évolution du Parc de la Rusizi sont les pressions d'exploitation anthropiques et la variabilité des conditions climatiques, même si, dans l'ensemble, les facteurs anthropiques exercent une influence de loin dominante, aussi bien dans le rythme que dans le sens des évolutions paysagères.

Au cours de la période globale d'étude (1984-2015), le Parc de la Rusizi a connu une dégradation très poussée et une tendance évolutive largement négative qui se sont manifestées par une régression forte du couvert végétal et des plans d'eau en faveur des zones anthropisées qui sont dominées par les zones cultivées et les zones brûlées.

On remarque que les périodes à évolution positive sont caractérisées par de faibles taux de changements spatiaux et de faibles amplitudes de bilans, contrairement aux périodes à évolution négative. De ce constat, on déduit que les fruits des efforts consentis dans la conservation se manifestent lentement et avec une intensité faible alors que les effets de la dégradation interviennent et s'expriment rapidement, avec une forte intensité.

En termes de transformations spatiales, les évolutions observées s'expriment à travers six processus spatiaux qui sont dominés par la suppression et la création des taches qui entraînent des remaniements profonds, contrastés et rapprochés peu favorables aux développements souhaités. Elles se matérialisent aussi par la consolidation des zones anthropisées en grands blocs et par la dislocation des blocs de formations végétales en petits fragments isolés.

L'analyse comparative des indices spatiaux, des dominances de taches et des indices de tendance caractéristiques des évolutions périodiques notées révèle l'existence d'une grande cohérence entre ces paramètres. En général, la diminution de la dominance des plus grandes taches de classes va de pair avec les processus spatiaux dégradatifs et vice-versa. Les processus de dissection, de fragmentation et de suppression des taches entraînent des évolutives négatives s'ils touchent les formations végétales et des évolutions positives quand ils affectent les zones anthropisées et inversement, pour les processus d'élargissement, d'agrégation et de création des taches qui ont été enregistrés.

Les tendances évolutives périodiques définies ayant été confirmées qualitativement par les gestionnaires du Parc de la Rusizi pour quatre des cinq périodes d'étude, nous en concluons que l'approche méthodologique d'analyse est pertinente et que l'hypothèse sur la régression de l'aire protégée et la non réalisation des objectifs de conservation est confirmée.

4.3. Facteurs d'évolution du Parc de la Rusizi

4.3.1. Dynamiques territoriales et interactions périphériques

4.3.1.1. Caractéristiques de la zone d'emprise spatiale

Le Parc de la Rusizi est ceinturé par un chapelet de localités dépendantes qui sont situées à des rayons variables, avec un maximum de 13,23 km de ses limites qui correspond à un temps d'accès de 2h30 pour une marche normale à pied (Figure 57A). Le nombre de localités dépendantes du parc est passé de 23 en 1990 à 35 en 2011; soit un taux d'accroissement général de 52,1% en l'intervalle de deux décennies pratiquement.

Toutes les localités périphériques comptent des marchés d'achat-vente de divers produits forestiers ligneux et non ligneux prélevés dans l'aire protégée ; 69% d'entre eux étant frauduleux et 31% autorisés (Figure 57B).Les marchés autorisés, dont certains datent d'avant la création de l'aire protégée en 1980, s'implantent sur des sites choisis conjointement par les exploitants de ressources et l'administration locale.

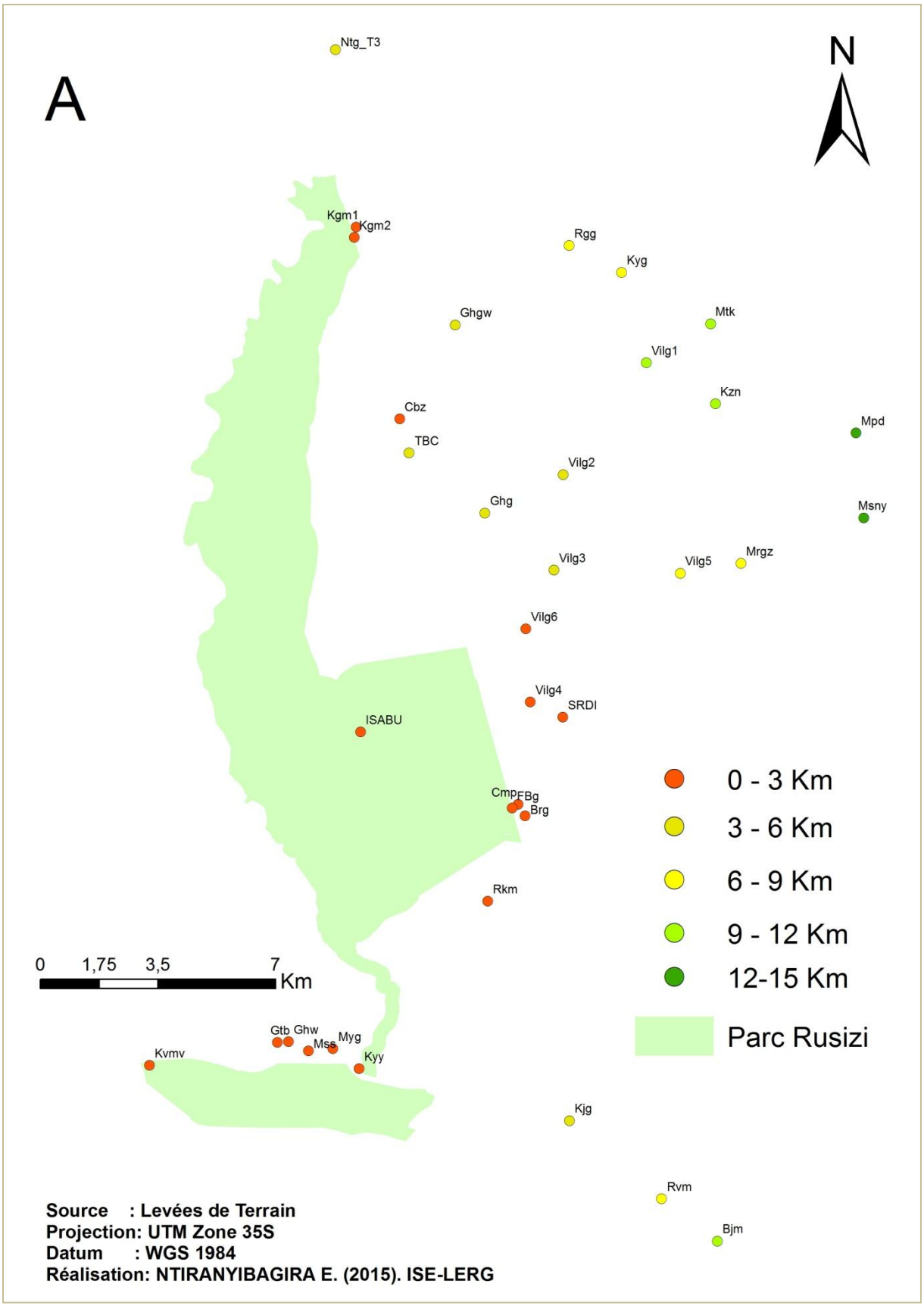


Figure 57A: Distribution spatiale des localités périphériques du Parc de la Rusizi

N.B. Noms complets des localités correspondant aux codes cartographiques (Annexe 7)

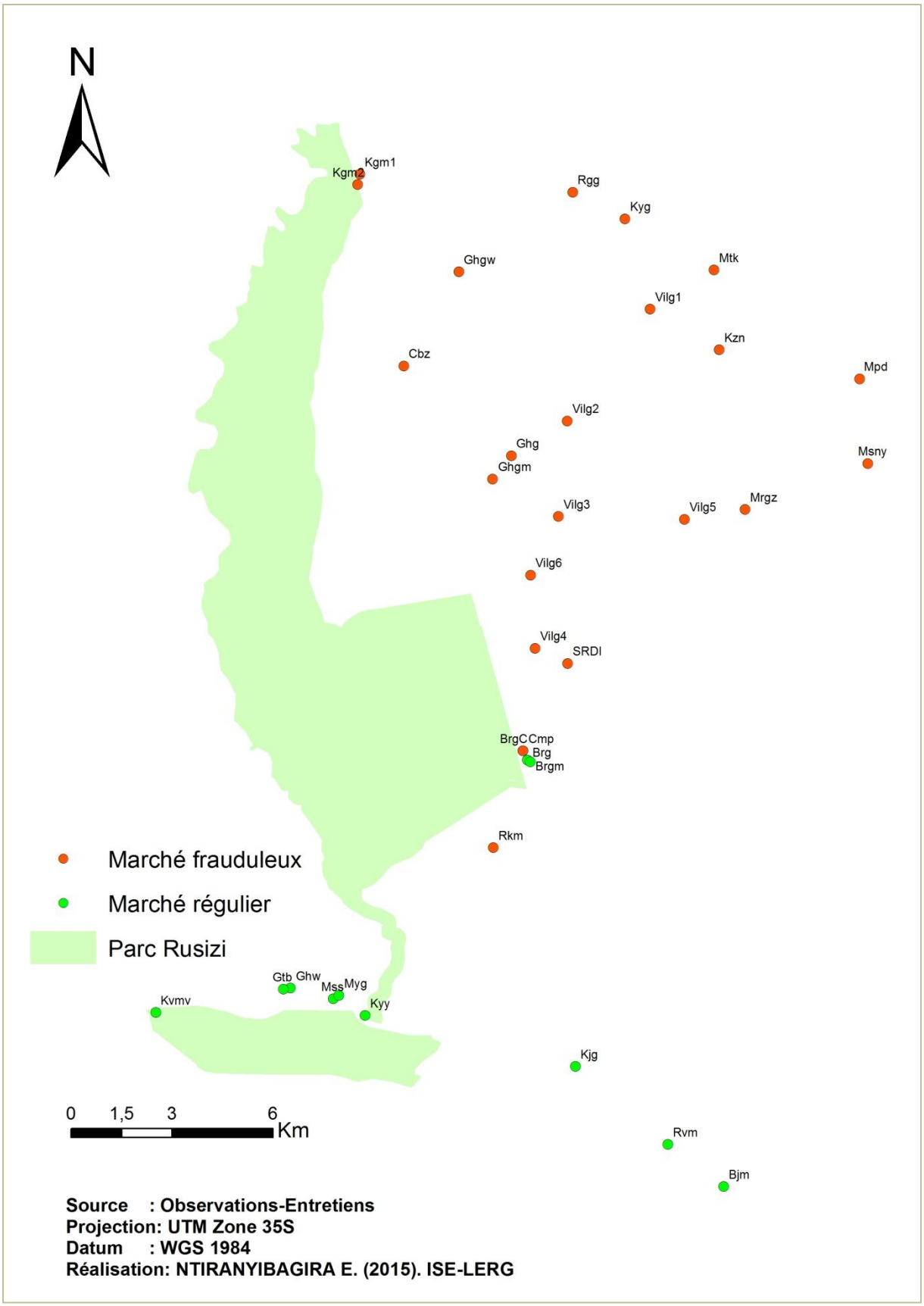


Figure 57B : Distribution spatiale des marchés périphériques des produits

N.B. Noms complets des localités correspondant aux codes cartographiques (Annexe 7)

4.3.1.2. Socio-économie et dépendance des localités périphériques

Les localités périphériques du Parc de la Rusizi sont caractérisées par une grande ruralité et une forte activité agropastorale. L'agri-élevage occupe 72,7% d'entre elles ; l'agriculture 9,1% ; l'élevage et la pêche 6,1% et le commerce 12,1%. La dépendance totale ou partielle des localités au parc atteint 100% pour les ressources ligneuses (bois, charbon de bois, plantes médicinales, plantes à usage artisanal), 97% pour les produits d'élevage (sels minéraux, paille, pâturages), 88% pour les ressources agricoles (terres, produits vivriers) et 83% pour les produits protéiniques animaliers (gibier, poissons). Tous les produits exploités se retrouvent sur les marchés d'écoulement, qu'ils soient frauduleux ou autorisés par les gestionnaires. Quant à la population périphérique dépendante du parc, elle est passée de 30 190 habitants en 1980 à 146 799 habitants en 2015 ; soit des proportions respectives de 58% et 76% de la population totale des deux communes riveraines ; à savoir Mutimbuzi et Gihanga.

4.3.1.3. Niveaux de menaces et de pressions des localités périphériques

Les résultats d'analyses cartographiques montrent qu'en termes de distribution spatiale, les proportions des localités périphériques dépendantes situées à une distance maximale de 3 km, 6 km, 9 km, 12 km et 15 km du parc représentent respectivement 48,6% ; 68,6% ; 82,9% ; 94,3% et 100 % des dénombrements (Figures 57A-58). En termes de temps d'accès des populations intéressées à l'aire protégée, ces distances correspondent respectivement à des durées de parcours de 30 min, 1 h, 1 h 30, 2 h et 2 h 30 (Figure 58). En d'autres termes, près de 70 % de la population dépendante mettent au maximum une heure pour accéder au parc.

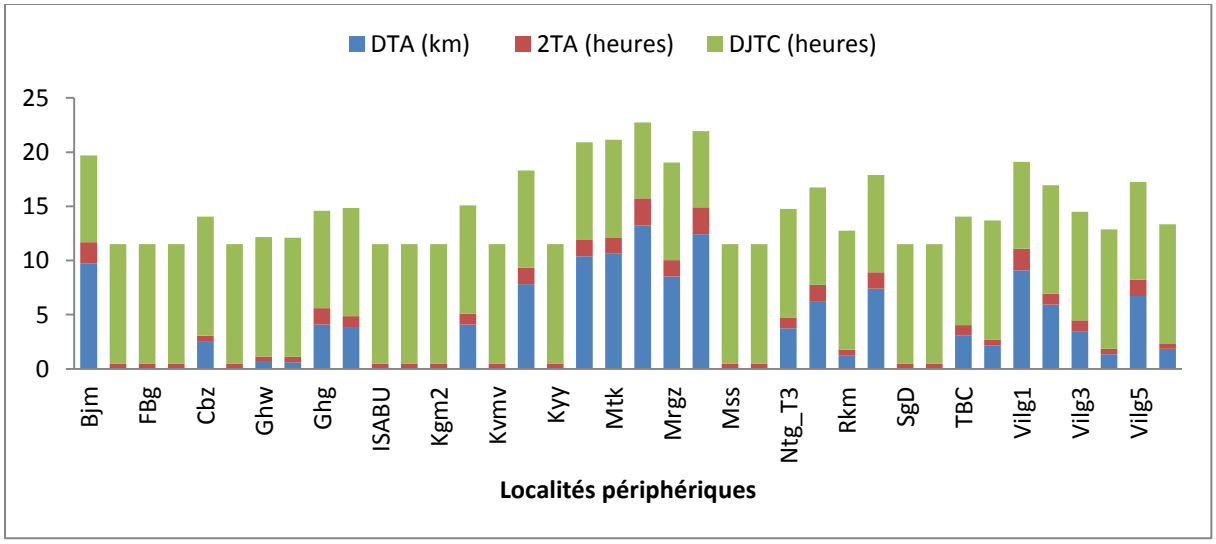


Figure 58: Indicateurs de menaces des localités périphériques dépendantes

La Figure 58 montre que les durées journalières de travail en champ (DJTC) des différentes localités caractérisées par des distances – temps d'accès (DTA) et des temps d'accès aller-retour (2TA) oscillent entre 7h pour les localités éloignées comme Mpanda et Musenyi et 11h pour les localités proches comme Gatumba, Buringa, Rukaramu, Village 4 et Kagwema.

Les observations de terrain et les résultats d'entretiens montrent que les localités dépendantes qui exercent le plus de pressions sur l'aire protégée sont concentrées en périphérie du secteur Palmeraie, au nord du parc. Il s'agit principalement de Rukaramu, de Buringa, des villages 1 à 6, de Cabiza, de Kagwema 1 et de Kagwema 2. Ces localités sont caractérisées par des DTA comprises entre 0 et 9 km, des 2TA de 3 h au maximum et des DJTC de 8h à 11h (Figure 58).

4.3.1.4. Stratégies d'occupation spatiale à la périphérie

En termes de stratégies spatiales, l'analyse de la distribution des villages entre 1980 et 2015 montre que les localités naissantes se sont concentrées à proximité du parc (Figure 59). La majorité des nouvelles localités se sont créées entre 1990 et 2000 dans et autour des grands centres de Gatumba et de Gihanga, à la faveur des déplacements de populations dus à la guerre civile de 1993. Elles se sont implantées entre 0 et 3 km d'une part et entre 5 et 10 km, d'autre part, en se concentrant particulièrement à moins de 1 km des limites (Figure 59).

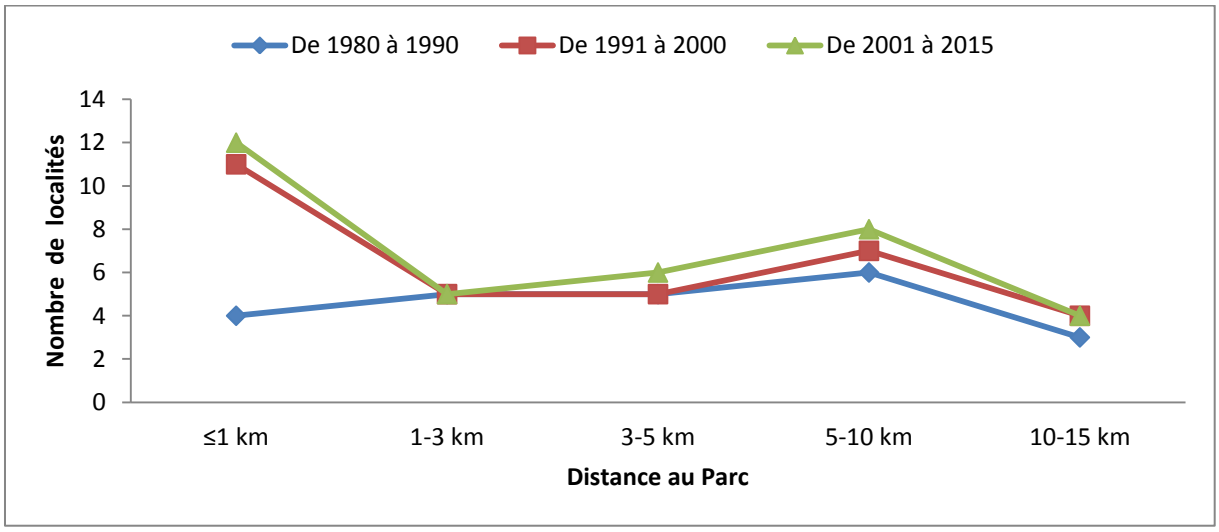


Figure 59: Evolution spatiale et temporelle des localités périphériques

L'augmentation du nombre de localités s'est accompagnée de la diminution de leur distance moyenne au parc (Figure 60). Le nombre des localités évolue selon un modèle de régression linéaire d'équation $y = 3{,}6x + 18{,}8$ ($R^2 = 0{,}85$) et leur distance moyenne au parc, d'après un modèle de régression logarithmique d'équation $y = -7{,}704\ln(x) + 46{,}876$ ($R^2 = 0{,}87$).

Les nouveaux villages qui se créent entre 1990 et 2011 se concentrent de plus en plus à proximité du Parc. Cette dynamique constitue une double pression indirecte, numérique et spatiale, qui s'accentue avec une autre pression, celle-là directe, la pression démographique.

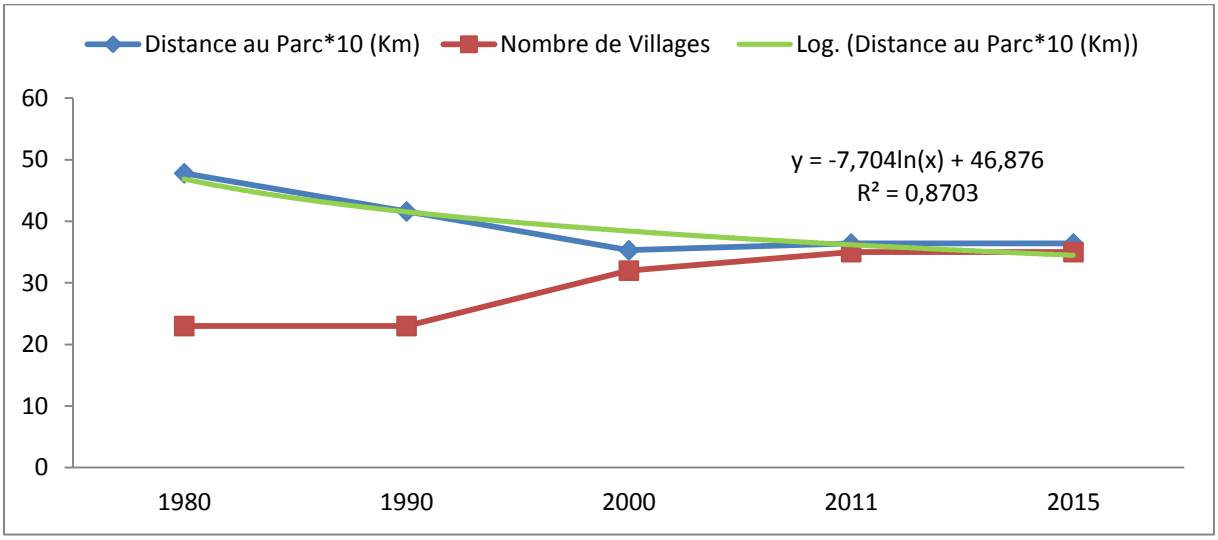


Figure 60: Evolution numérique et spatiale comparée des localités périphériques

La Figure 61 montre que la distribution et la densification spatiales des populations dépendantes du parc suivent la densification numérique et spatiale des localités périphériques. Les populations périphériques se concentrent entre 0 et 3 km d'une part et entre 3 et 5 km d'autre part, avec une concentration particulièrement forte à moins de 1 km du parc.

L'accroissement démographique périphérique a été beaucoup marqué au cours des périodes 1990-2000 et 2011-2015 (Figure 61). Cette figure met en évidence l'existence de deux inflexions démographiques majeures qui se manifestent entre 1990 et 2000 dans le rayon 5-10 km et entre 2000 et 2011 à moins de 1 km du parc.

Entre 1 et 5 km de rayon, c'est-à-dire entre 1 et 3 km et entre 3 et 5 km, l'évolution démographique a été régulièrement croissante. Ainsi, la proportion de la population périphérique dépendante du parc est passée de 58% en 1980 à 76% en 2015. Elle évolue selon un modèle de régression linéaire d'équation $y = 0,5463x+58,497$ ($R^2=0,97$).

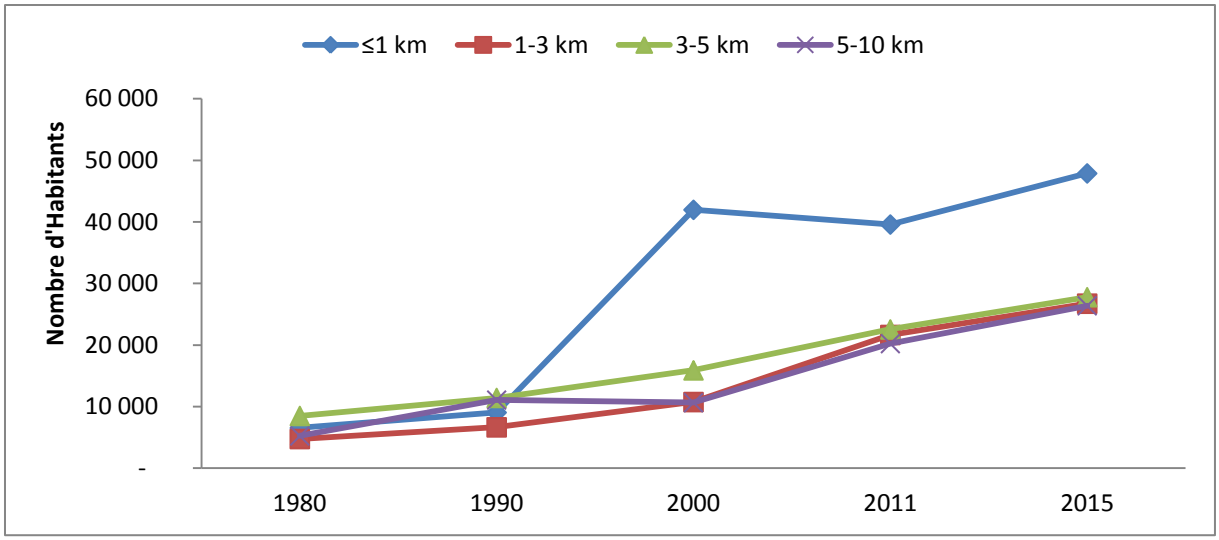


Figure 61: Evolution spatiale et temporelle des populations périphériques

La population des localités périphériques s'accroît rapidement, sur fond de fortes polarisations géographiques (Figure 62). Les centres de Gatumba et de Gihanga, qui sont également les plus anciens de la région, sont les plus démographiquement dynamiques. Ils constituent de véritables pôles urbains qui ceinturent le parc, respectivement aux secteurs Delta et Palmeraie. Ils ont connu une explosion démographique intense entre 1990 et 2000 parce que jusqu'en 1990, toutes les localités présentent une démographie faible et comparable (Figure 62).

En revanche, on constate que le centre de Gatumba et le Village 1 se dépeuplent respectivement au cours des périodes 2000-2011 et 1990-2011 (Figure 62). La population de Gatumba a quasiment quadruplé entre 1990 et 2008,en passant de 7276 à 27312 habitants et quintuplé entre 1990 et 2015,en passant de 7276 à 37 924 habitants. Celle de Gihanga a doublé entre 1990 et 2008, en passant de 5 825 à 11 359 habitants et presque triplé entre 1990 et 2015, en passant de 5 825 à 15 406 habitants (Figure 62).

A l'exception du village 1 donc (Figure 62), toutes les localités ont connu un tournant démographique sans précédent depuis l'année 2000. Les anciens villages V_1 à V_6 de la commune Gihanga hérités de la colonisation après l'échec des paysannats présentent des dynamiques démographiques contrastées qui pèsent différemment sur le Parc. L'essor démographique de ces villages s'est particulièrement accéléré entre 2000 et 2015.

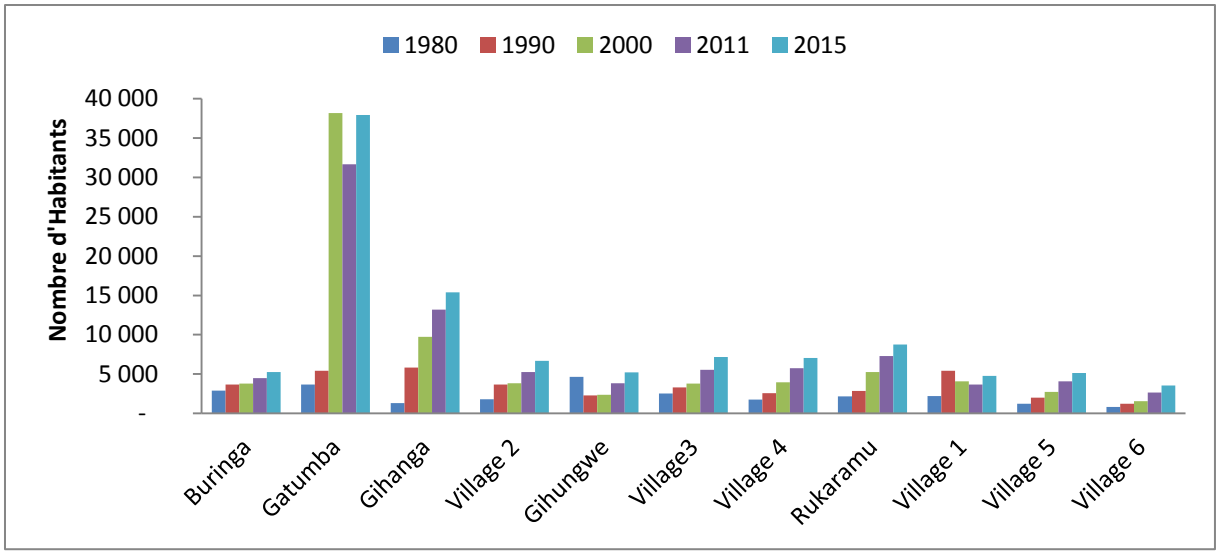


Figure 62: Evolution démographique des localités périphériques les plus anciennes

A l'échelle globale des communes Mutimbuzi et Gihanga qui encadrent l'aire protégée et dont relèvent les localités périphériques considérées, on observe des évolutions contrastées de populations entre 1979 et 1990 avant que celles-ci n'évoluent de façon similaire de 1990 à 2008 et de 2008 à 2015, même si la commune Gihanga s'avère plus dynamique (Figure 63).

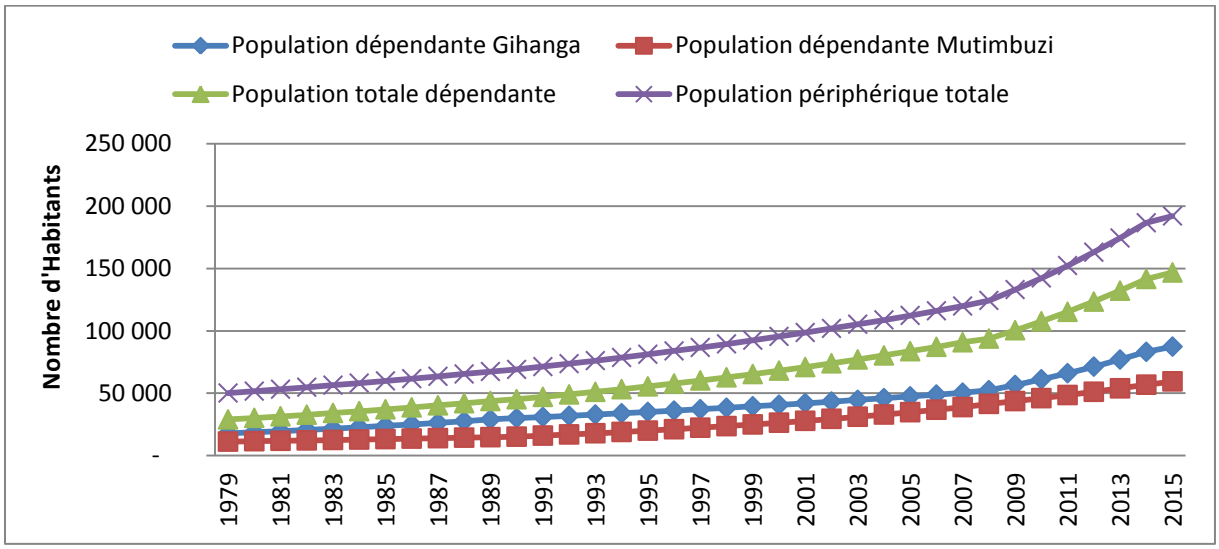


Figure 63: Evolution démographique comparée des communes Gihanga et Mutimbuzi

La population de la Commune Mutimbuzi a plus que triplé en 36 ans. Elle est passée de 32 338 habitants en 1979 à 99 102 habitants en 2015. Celle de la Commune Gihanga a plus que quintuplé entre 1979 et 2015, en passant de 17 792 à 92 999 habitants. La population périphérique totale est passée de 51 634 habitants en 1980 à 192 101 habitants en 2015 ; soit un taux d'accroissement annuel de 7,8% contre une moyenne nationale de 2,4%.

Les populations périphériques totalement ou partiellement dépendantes du parc pour leur survie quotidienne sont passées de 30190 habitants en 1980 à 146 799 habitants en 2015 ; soit des proportions relatives de 58% et de 76% et un taux d'accroissement annuel moyen de 11% qui est particulièrement accentué par la population de la Commune Gihanga (Figure 63).

4.3.2. Exploitation encadrée de ressources

4.3.2.1. Types et modalités d'exploitation

Entre 1987 et 2015, le nombre de ressources naturelles en exploitation encadrée s'est progressivement accru en passant respectivement de 2 ressources en 1987 (coupes de *Phragmites mauritianus*, collecte de bois mort), à 3 ressources en 1988 (extraction de sels minéraux), puis à 4 ressources en 1995 (pêche dans les plans d'eau) et enfin à 5 ressources en 1997 (coupes de *Hyphaene benguellensis*). L'exploitation des terres salées ou efflorescences salines sodiques, magnésiennes ou sodico-magnésiennes (igitumba), du nom du centre de Gatumba où elles sont extraites en masse, alimente un commerce national très florissant.

Le choix et la diversification des ressources exploitées n'ont pas été basés sur une quelconque étude sur l'état, la vulnérabilité, la reproductivité et l'évolution des ressources. Depuis son lancement en 1987, l'exploitation encadrée des ressources naturelles est progressivement passée d'une exploitation gratuite, en contrepartie d'un appui direct dans la surveillance et la prévention des infractions, à une exploitation payante.

Au départ tournées vers la satisfaction gracieuse des besoins d'autoconsommation des ménages périphériques dans le cadre de la gestion participative, les exploitations encadrées de ressources ont rapidement viré vers la commercialisation, avec l'institution des taxes d'exploitation et l'ouverture des marchés d'écoulement de produits forestiers à la périphérie de l'aire protégée.

La limitation du nombre d'exploitants agréés et l'agrément de nouveaux bénéficiaires par les associations d'exploitants déjà en place moyennant des frais d'adhésion jugés prohibitifs contribuent également au renforcement de l'esprit marchand qui entoure la gestion participative en créant un certain protectionnisme. Dorénavant, le bénéfice de l'exploitation et les modalités d'exploitation fondées sur une taxation croissante et une régulation stricte des prélèvements sont devenus des enjeux socio-économiques importants, autant chez les exploitants agréés que chez les gestionnaires de l'aire protégée eux-mêmes.

Depuis 2005, les exploitants de ressources spécifiques ont commencé à se structurer progressivement en associations, avec l'aide de certaines ONG nationales dans les procédures d'enregistrement et d'agrément administratifs. Ces associations constituent des relais entre le gestionnaire et les exploitants et sont responsables de l'agrément des nouveaux exploitants.

4.3.2.2. Evolution des taxes d'exploitation et des prix de vente

Les résultats d'analyses de l'évolution des taxes montrent que la taxation des exploitations varie sensiblement d'une ressource à l'autre et d'une période à l'autre pour la même ressource (Figure 64). Ils révèlent que les exploitations de *Phragmites mauritianus*, d'*Hyphaene benguellensis* et des sels minéraux sont devenues particulièrement taxées depuis 2009 et que la pêche et la collecte de bois mort sont les moins taxées depuis la décennie 2000 (Figure 64).

Au cours de la période globale d'étude, les taxes mensuelles moyennes de collecte de bois mort, de coupe de *Phragmites mauritianus*, d'extraction de sels minéraux, de pêche et de coupe d'*Hyphaene benguellensis* sont respectivement de 5,4 $US, 4,7 $US, 4,5 $US, 0,9 $US et 4,6 $US (Figure 64).Les résultats du test effectué sur les valeurs de taxes des différentes ressources montrent que les taxes sont homogènes sauf celles de la pêche qui sont significativement inferieures à la tendance générale (test t, P-value= 0,00< α=0,05).

Pour l'ensemble des ressources en exploitation, on distingue trois périodes caractéristiques dans l'évolution des taxes mensuelles annuelles moyennes d'exploitation. Il s'agit de la période de 1987 à 1996 où les taxes sont modérées, de la période de 1997 à 2006 où elles sont réduites et de la période de 2007 à 2015 où elles sont élevées (Figure 64).

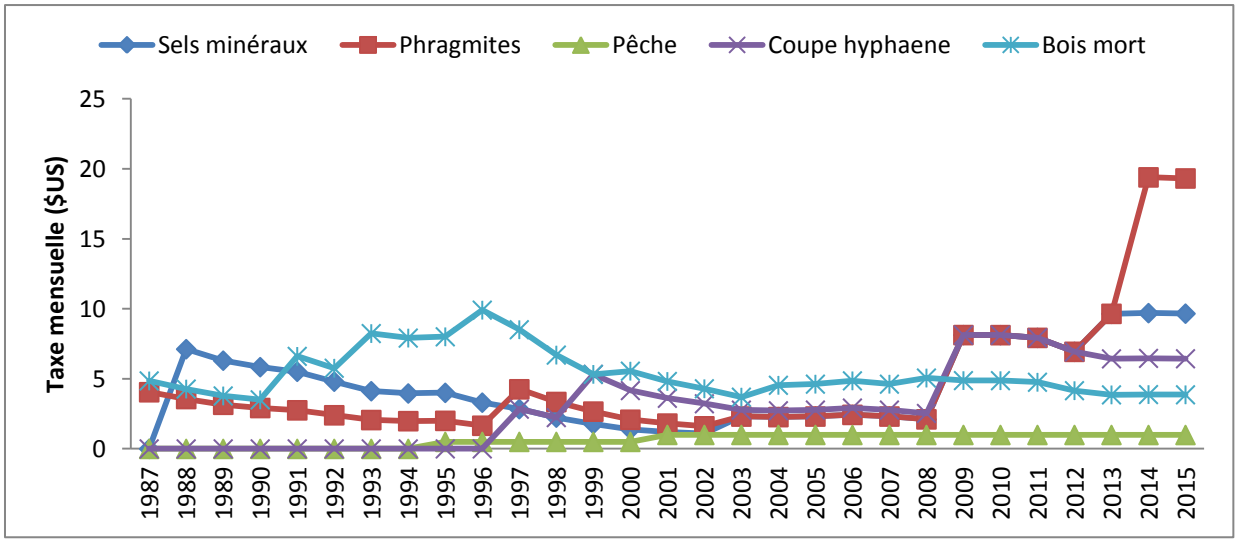


Figure 64: Evolution des taxes mensuelles d'exploitation des ressources de 1987 à 2015

Les résultats d'entretiens sur l'évolution des prix de vente unitaires des produits d'exploitation montrent une hausse généralisée et régulière des prix considérés en monnaie locale, étant donné que les transactions se font en francs burundais. Cette situation donne aux exploitants l'illusion d'un marché favorable alors qu'en réalité, les prix des produits sont en chute libre en devises, du fait de la dépréciation continue du franc burundais. Le taux de conversion du franc burundais en dollars suit un modèle de régression de type exponentiel décroissant d'équation $y = 0{,}0148e^{-0{,}097x}$ et de coefficient de corrélation $R^2 = 0{,}96$ (Figure 65).

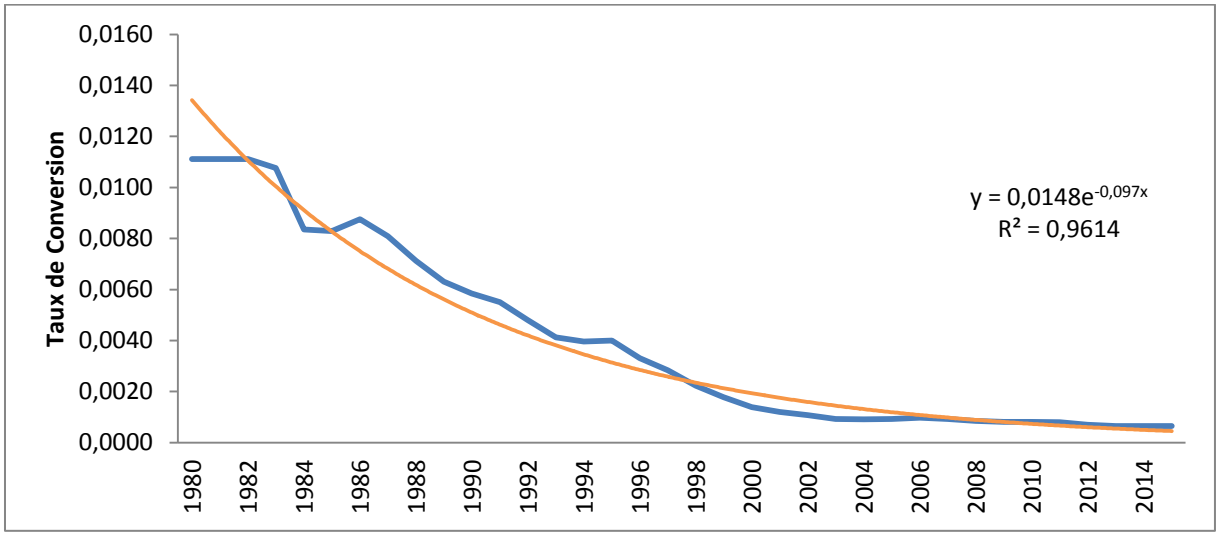


Figure 65: Evolution du taux de conversion du franc burundais en dollar américain

Source des données: Banque de la République du Burundi (2015)

Les moyennes des prix unitaires annuels de vente sont respectivement de 2,7 $US ; 2,3 $US ; 1,2 $US et 1,7 $US pour l'exploitation de *Phragmites mauritianus*, l'extraction de sels minéraux, l'exploitation d'*Hyphaene benguellensis* et la collecte de bois mort, avec une moyenne générale de 2,1 $US pour l'ensemble des exploitations (Figure 66). Les prix unitaires de vente des produits de la pêche sont difficiles, voire impossibles à évaluer, du fait de la variabilité des mécanismes de vente selon les périodes et l'importance des prises. Ces résultats montrent l'intérêt marchand que présentent *Phragmites mauritianus* vendu par « fagot » et les sels minéraux écoulés par « petits sacs » sur le marché local et national où la demande de ces produits s'avère particulièrement importante et constamment croissante.

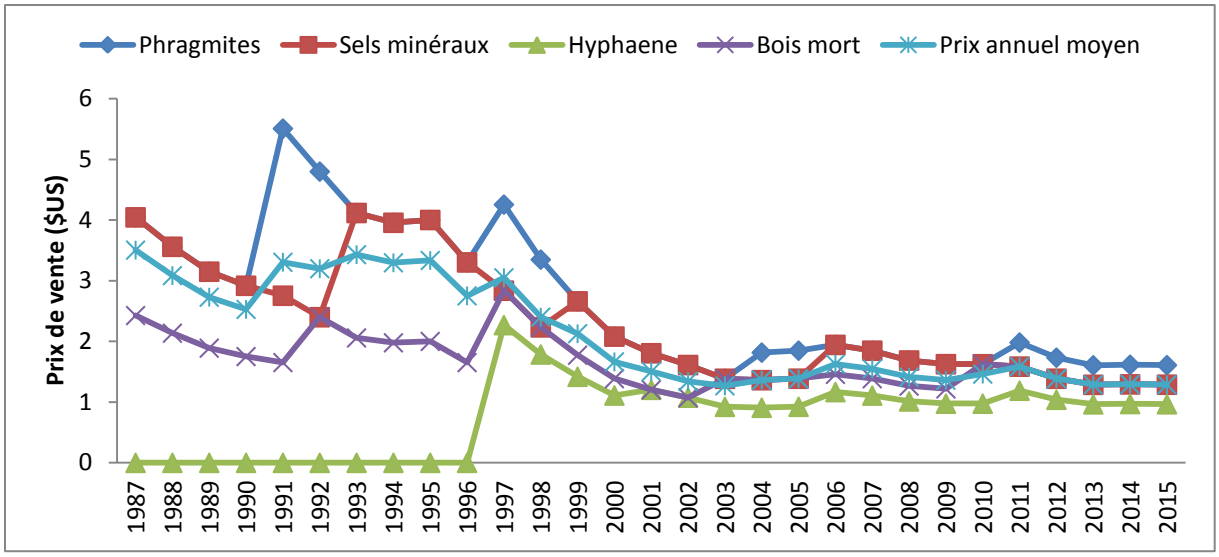


Figure 66: Evolution des prix de vente des produits d'exploitation de 1987 à 2015

Les résultats des calculs simulés montrent que les revenus mensuels nets d'exploitation des ressources connaissent en règle générale une tendance baissière (Figure 67). Les revenus mensuels moyens d'exploitation d'*Hyphaene benguellensis*, d'extraction des sels minéraux, de coupe de *Phragmites mauritianus*, de pêche et de ramassage de bois mort sont respectivement de 36 $US ; 74,7 $US ; 79 $US ; 43,6 $US et 1,3 $US.

En dépit d'une taxation élevée depuis 2009 (Figure 64), on constate que l'exploitation de *Phragmites mauritianus* et des sels minéraux donne les meilleurs revenus. En revanche, les femmes ramasseuses de bois mort ont des revenus dérisoires de 1,3 $US/mois, étant donné qu'elles sont en réalité rémunérées en nature selon la formule du « Wood for Work ». Elles ne disposent que de 1h par semaine pour le prélèvement encadré du bois mort en échange de l'entretien des pistes du Parc pendant 3h. Tous les exploitants de ressources connaissent une baisse considérable et progressive des revenus à partir de l'année 1997 (Figure 67).

En réalité, en augmentant les taxes d'exploitation lorsque les revenus des exploitants sont en hausse du fait d'une demande importante et d'un marché favorable, les gestionnaires provoquent la surexploitation et l'épuisement des ressources ou l'abandon des exploitations régulières au profit des exploitations clandestines qui conduisent également à la dégradation accrue des ressources naturelles en exploitation.

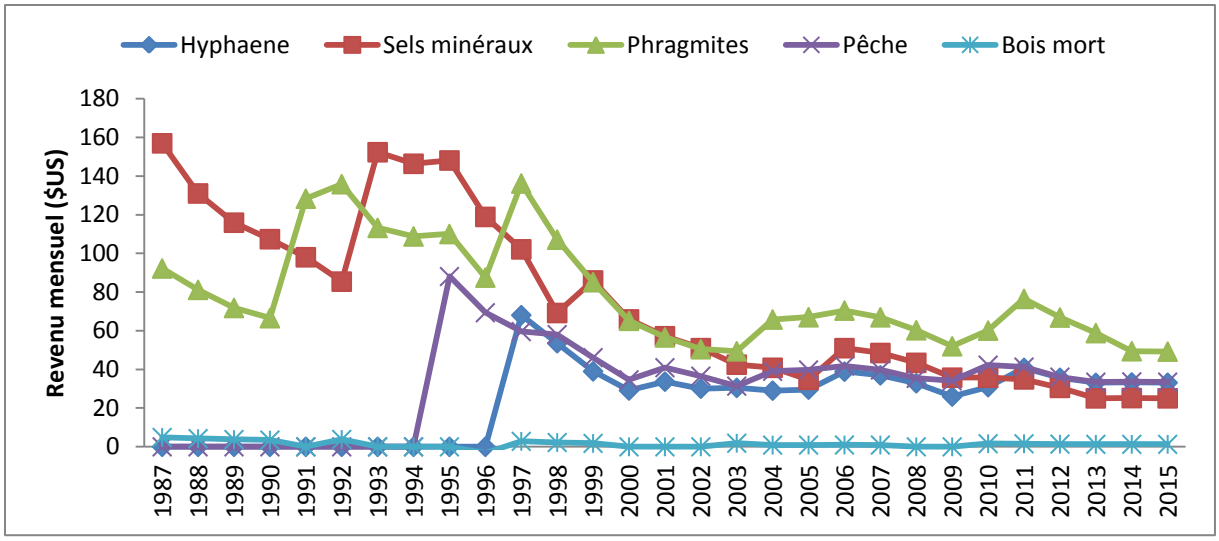


Figure 67: Evolution des revenus mensuels nets d'exploitation de 1987 à 2015

Selon les exploitants des ressources, l'augmentation des taxes depuis 2009 (Figure 64) et la dépréciation drastique du franc burundais (Figure 65) ont sensiblement réduit les revenus d'exploitation et les marges bénéficiaires. Aussi, la régulation de la production par une limitation des sites et des durées d'exploitation a t-elle contribué à la baisse des revenus étant donné que la concurrence frauduleuse déloyale déverse en abondance sur le marché des produits non taxés qui augmentent l'offre et diminuent les prix sur le marché (Figure 66).

4.3.2.3. Evolution des effectifs d'exploitants réguliers

Les résultats des calculs simulés sur l'évolution des effectifs d'exploitants de ressources montrent qu'à l'exception des femmes ramasseuses de bois mort pour l'autoconsommation dont les effectifs annuels demeurent élevés et comparables, les exploitants marchands d'autres ressources sont en nombres limités et fortement fluctuants (Figure 68). L'analyse de la variance (ANOVA 2) des effectifs d'exploitants spécifiques montre qu'il existe des différences hautement significatives entre les ressources en exploitation (test t, P-value= 0,00< α=0,05). Elle permet de dégager deux groupes de moyennes homogènes.

Les effectifs les plus élevés sont constitués des femmes ramasseuses de bois mort tandis que les effectifs les plus faibles sont formés des exploitants d'autres ressources (*Phragmites mauritianus*, sels minéraux, pêche, *Hyphaene benguellensis*). Les moyennes annuelles d'exploitants de bois mort, de *Phragmites mauritianus*, de sels minéraux, de pêche et d'*Hyphaene benguellensis* sont respectivement de 41, 8, 6, 5 et 4 exploitants (Figure 68).

L'exploitation des ressources végétales constitue la catégorie principale des exploitations autorisées. Elle occupe 84% des exploitants répartis entre la collecte de bois mort (66%), la coupe de *Phragmites mauritianus* (13%) et la coupe d'*Hyphaene benguellensis*(5%).

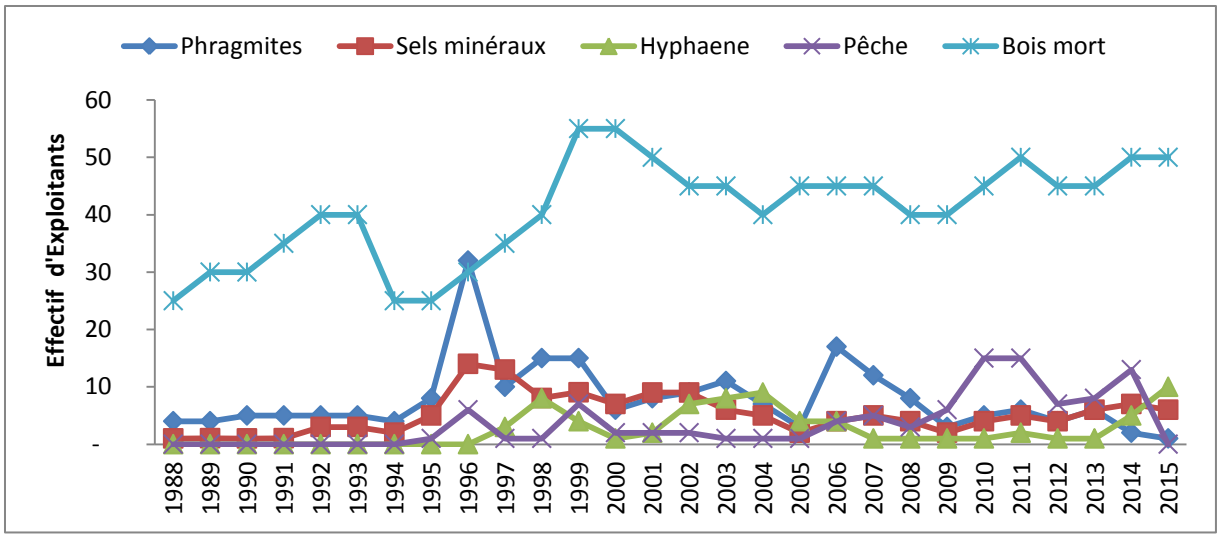


Figure 68: Evolution des effectifs annuels d'exploitants de ressources de 1987 à 2015

L'analyse de la variance (ANOVA 2) des effectifs annuels totaux d'exploitants de ressources montre qu'il existe des différences hautement significatives entre les années (test t, P-value= 0,00< α=0,05). Elle met en évidence trois groupes de moyennes homogènes. Les effectifs les plus élevés et intermédiaires correspondent globalement à la période 1996-2015 et les plus faibles à la période 1988 à 1995.

L'augmentation progressive des effectifs d'exploitants observée après 1995 est largement dominée par les exploitants auto-consommateurs de bois mort (Figure 68). La moyenne générale des effectifs atteint 61 exploitants dont 19 seulement sont marchands. Le test de normalité de Kolmogorov-Smirnov et l'étude de corrélation à l'aide du coefficient de Bravais Pearson montrent que l'effectif des exploitants encadrés est fortement et négativement corrélé avec le nombre d'infractions enregistrées (R^2 = 0,79).

La Figure 69 donne l'évolution du ratio entre les effectifs annuels d'exploitants agréés et la population périphérique dépendante des ressources du parc. Le ratio varie entre 5 et 14exploitants pour 10 000 habitants, avec une moyenne générale de 8exploitants pour 10 000 habitants qui est bien dérisoire pour assurer une offre quantitative suffisante de ressources sur le marché avec les modes et les rythmes actuels d'exploitation.

L'évolution moyenne du ratio suit une fonction polynomiale d'équation $y = -0{,}022x^2 + 0{,}5401x + 6{,}626$ dont le maximum a été atteint en 1999 ; année qui correspond à l'annulation de la dérivée première de la fonction ($x = 12{,}275$) (Figure 69)

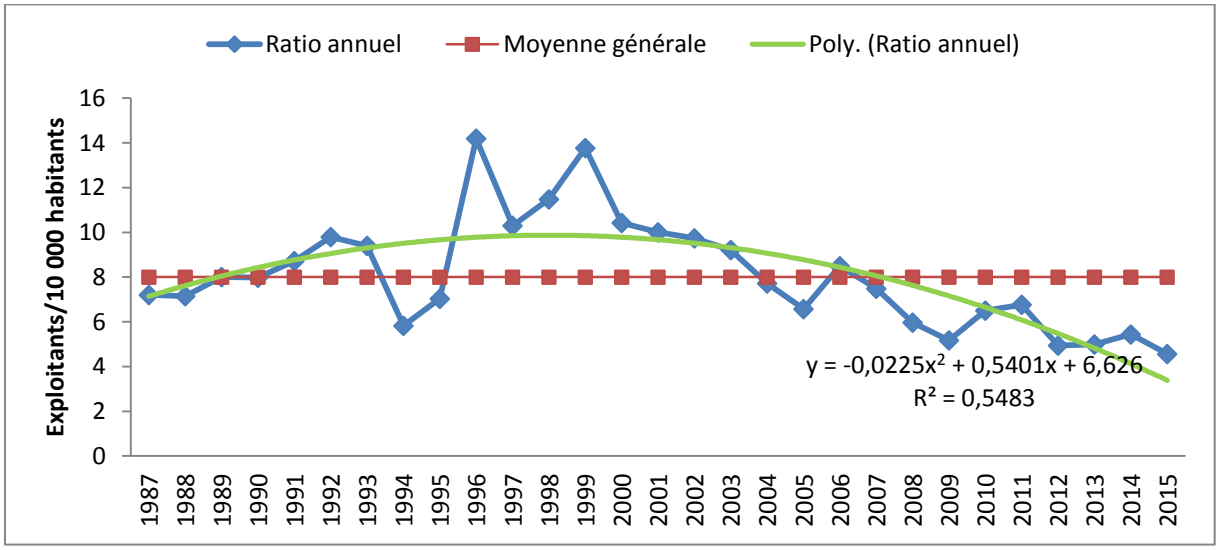


Figure 69: Evolution du ratio Exploitants-Nombre d'habitants de 1987 à 2015

4.3.2.4. Evolution comparée des paramètres d'exploitation des ressources

La Figure 70 donne l'évolution comparée des moyennes annuelles agrégées des principaux paramètres d'exploitation, toutes catégories de ressources confondues. Ces paramètres sont les taxes d'exploitation, les prix de vente unitaires des produits, les revenus nets d'exploitation et les effectifs d'exploitants réguliers. Les résultats obtenus montrent que la taxe mensuelle moyenne, le prix unitaire moyen et le revenu mensuel moyen des exploitants sont respectivement de 4,2 $US ; 2,1 $US et 51,4 $US. La moyenne des effectifs d'exploitants marchands de ressources, elle, est établie à 19 exploitants (Figure 70).

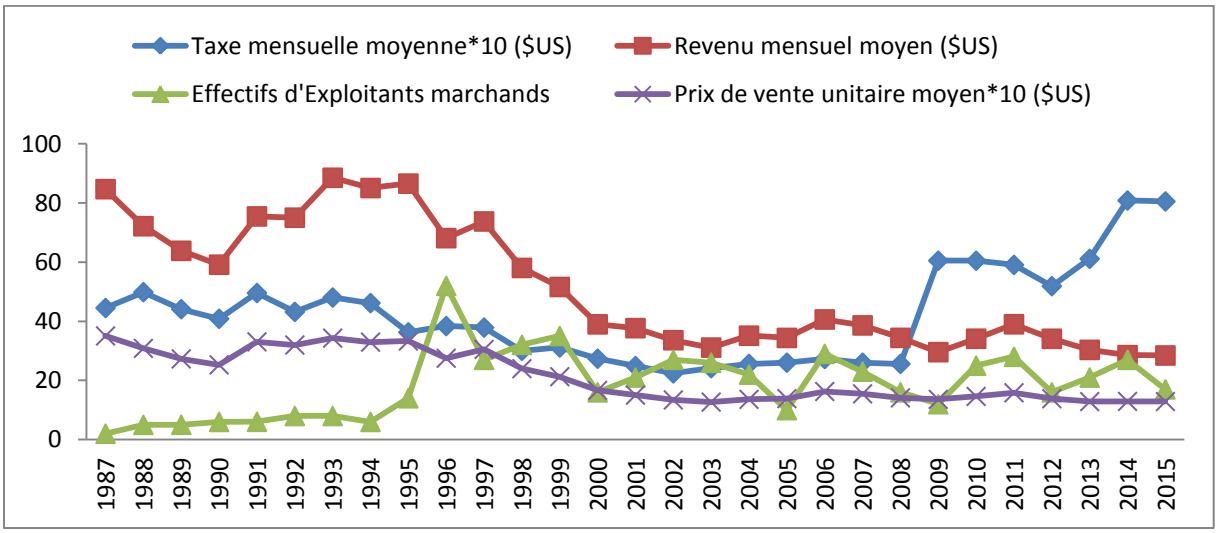


Figure 70: Evolution comparée des paramètres moyens d'exploitation de 1987 à 2015

4.3.2.5. Evolution des recettes non touristiques d'exploitation du Parc

L'exploitation intensive des ressources naturelles apporte une manne financière importante au parc, dans le contexte budgétaire critique marqué par la contraction des subsides de l'Etat qui sont limitées à la paie des salaires, le gel prolongé des financements extérieurs et le recul des activités d'écotourisme. Dès le début de la taxation des exploitations encadrées, les revenus annuels d'exploitation en faveur du parc varient fortement même s'ils ont connu une augmentation quasi régulière depuis 2008. Ils sont passés de 225 $US en 1988 à 2769 $US en 2015, avec un pic à 8854 $US en 2013 et une moyenne annuelle de 1 919 $US (Figure 71).

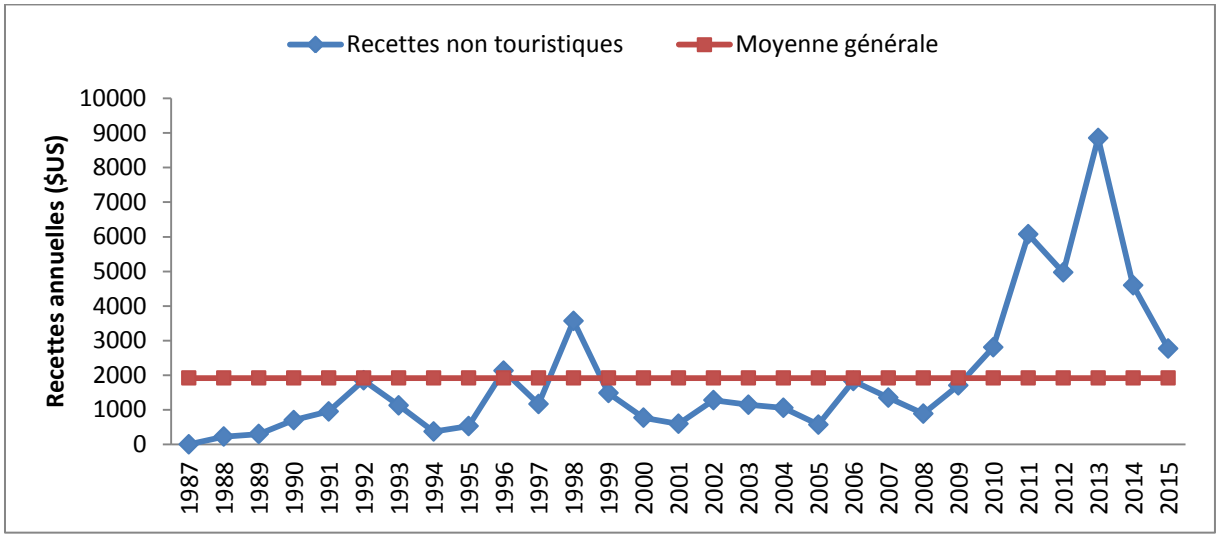


Figure 71: Evolution des recettes non touristiques du parc de 1987 à 2015

L'analyse de la variance (ANOVA 2) des recettes du parc montre qu'il existe des différences hautement significatives entre les années (test t, P-value= 0,000< α=0,05). Elle permet de dégager trois groupes de moyennes homogènes. Les recettes les plus élevées ont été globalement obtenues entre 2010 et 2015, les recettes intermédiaires entre 2002 et 2009 et les recettes les plus faibles entre 1988 et 2001. Ces résultats d'analyse statistique révèlent que les recettes du parc ont connu une augmentation continue et accentuée de 1988 à 2015.

Elle montre qu'il existe des différences hautement significatives entre les ressources exploitées (test t, P-value= 0,000< α=0,05) en dégageant trois groupes de moyennes homogènes. Les recettes les plus importantes proviennent des exploitations infractionnelles constituées d'amendes et saisies et de la valorisation des abattages clandestins d'*Hippopotamus amphibius*. Le groupe de moyennes intermédiaires est formé des recettes de taxation des exploitations encadrées. Enfin, le groupe des recettes les plus faibles est formé des exploitations occasionnelles (sables-briques, papyrus-paille, divers).

Les recettes issues d'amendes et saisies et de la valorisation des abattages clandestins d'*Hippopotamus amphibius* représentent respectivement 32% et 29% des recettes annuelles moyennes. Les recettes d'exploitation des ressources naturelles représentent 32% des recettes annuelles non touristiques et sont réparties entre les coupes de *Phragmites mauritianus* (11%), l'extraction de sels minéraux (11%), les coupes d'*Hyphaene benguellensis* (6%), la pêche dans les lagunes (3%) et les coupes d'herbes à usage artisanal (1%). Les exploitations ponctuelles ne contribuent aux recettes du parc qu'à hauteur de 7%. En d'autres termes, les recettes d'exploitation des ressources du parc proviennent d'activités régulières ou autorisées à hauteur de 39% et d'activités frauduleuses à concurrence de 61%. De manière agrégée, les ressources animales contribuent aux recettes annuelles totales pour 31%, les amendes et saisies pour 28%, les ressources végétales pour 28% et les ressources minérales pour 13%.

L'analyse de la variance des recettes mensuelles moyennes montre que les recettes revêtent un caractère saisonnier. Elles sont plus importantes en saison sèche qu'en saison des pluies. L'analyse de la variance des recettes annuelles d'amendes et saisies montre qu'il existe des différences hautement significatives entre les années (test t, P-value= 0,00 < α =0,05). Elle dégage trois groupes de moyennes homogènes. Les recettes les plus élevées portent globalement sur la période 2011 à 2015, les recettes intermédiaires sur la période 2006 à 2010 et les recettes les plus faibles sur la période 1988 à 2005. Les recettes d'amendes et saisies ont donc augmenté à partir de l'année 1988, avec une accélération en 2011.

Le test de l'ANOVA (P-value = 0,001 < α = 0,05) montre que les recettes d'amendes et saisies diffèrent significativement avant et après 2007. Elles sont plus importantes après 2007 qu'avant cette année où les enregistrements chiffrés des infractions ont été suspendus. L'analyse de la variance des recettes d'abattages clandestins d'*Hippopotamus amphibius* montre qu'il existe des différences hautement significatives entre les années (test t, P-value = 0,000 < α = 0,05) et permet de dégager également trois groupes de moyennes homogènes. Les recettes annuelles les plus élevées ont été globalement obtenues entre 2011 et 2015, les recettes intermédiaires entre 2002 et 2010 et les recettes les plus faibles entre 1988 et 2001.

Les recettes issues de la valorisation des abattages clandestins d'*Hippopotamus amphibius* ont également augmenté à partir de l'année 1988, avec une accélération remarquable en 2011. L'analyse des abattages mensuels moyens d'*Hippopotamus amphibius* de 1988 à 2015 montre que 80% des abattages ont lieu en saison pluvieuse ou de cultures agricoles; soit entre les mois d'octobre et d'avril et 20% en saison sèche ; soit du mois de mai au mois de septembre.

4.3.2.6. Evolution comparée des recettes du parc et des exploitants

L'analyse comparative de l'évolution des revenus mensuels annuels moyens du parc et des exploitants individuels montre qu'entre 1988 et 1995, les revenus annuels nets des exploitants-types sont comparables à ceux du parc, sinon globalement meilleurs, à l'exception de l'année 1992. Cette situation favorable aux exploitants s'est inversée à partir de 1996 pour prendre une allure disproportionnée en faveur du parc, surtout depuis 2009 (Figure 72).

D'année en année, le parc gagne de plus en plus d'argent pendant que les exploitants individuels en gagnent de moins en moins. Alors que les recettes annuelles non touristiques du parc sont passées de 225 $US en 1988 à 2 769 $US en 2015, avec une moyenne annuelle de 1 919 $US, les revenus annuels nets moyens des exploitants sont passés de 1 016 $US en 1987 à 342 $US en 2015; soit une diminution de 66,3% et une moyenne générale de 617 $US (Figure 72). L'écart absolu de revenus annuels entre un exploitant-type et le parc est passé de 1 016 $US en 1987 à – 2 427 $US en 2015 (Figure 72).

En moyenne donc, le parc gagne 159.9$US par mois contre 51.4$US pour les exploitants-types, soit un écart mensuel moyen de 108.8$US favorable au parc. Ainsi, pour toute la période d'étude (1987-2015), le cumul des écarts annuels de revenus entre ces partenaires-clé de la conservation de l'aire protégée atteint 37 753 $US.

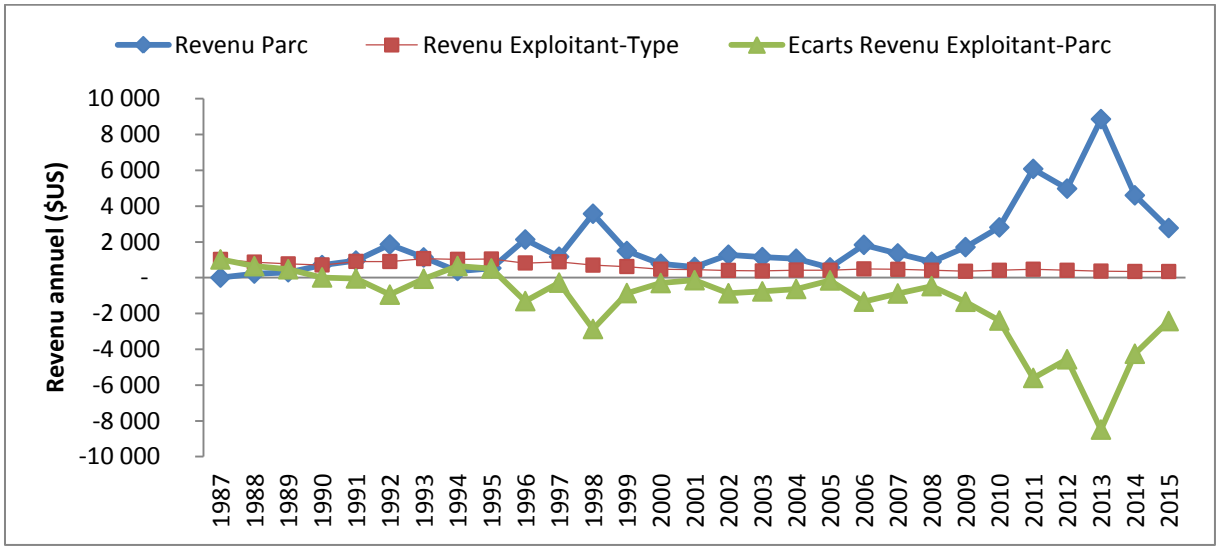


Figure 72 : Evolution comparée des revenus du parc et des exploitants de 1987 à 2015

4.3.3. Exploitations frauduleuses des ressources

4.3.3.1. Typologie et importance des principales exploitations frauduleuses

Les exploitations frauduleuses de ressources ou infractions s'observent depuis la création de l'aire protégée en 1980. Elles se sont diversifiées et amplifiées avec la guerre civile de 1993 qui a engendré l'arrivée et l'installation massives de nombreux déplacés à l'intérieur et à la périphérie immédiate du parc. Les résultats de la classification hiérarchisée des infractions rapportées par le système de surveillance montrent que les dix infractions les plus importantes portent sur les catégories d'exploitations ci-après : (1) les coupes directes de ressources végétales (arbres, phragmites, hyphaene, herbes), (2) les exploitations destructrices des ressources végétales (pacage de bétail, cultures-cabanes, feux de brousse), (3) l'exploitation des ressources halieutiques et animales (pêche, chasse-piégeage) et (4) les extractions minérales diverses (sels minéraux, sables) (Figure 73).

Les infractions retenues ont des valeurs d'impacts comprises entre 1 et 20 et appartiennent à la classe d'impact élevé (Figure 73). Les coupes d'arbres et de *Phragmites mauritianus* sont les infractions les plus fréquentes, avec une moyenne de 203 et 184 cas/an. Les cultures-cabanes, les feux de brousse et les extractions minérales constituent les infractions les moins fréquentes, avec des moyennes respectives de 14, 14 et 25 cas/an. Dans l'ordre hiérarchique, les 5 infractions les plus dommageables sont les coupes d'arbres, les coupes de *Phragmites mauritianus*, le pacage de bétail, la pêche et la coupe d'*Hyphaene benguellensis* (Figure 73).

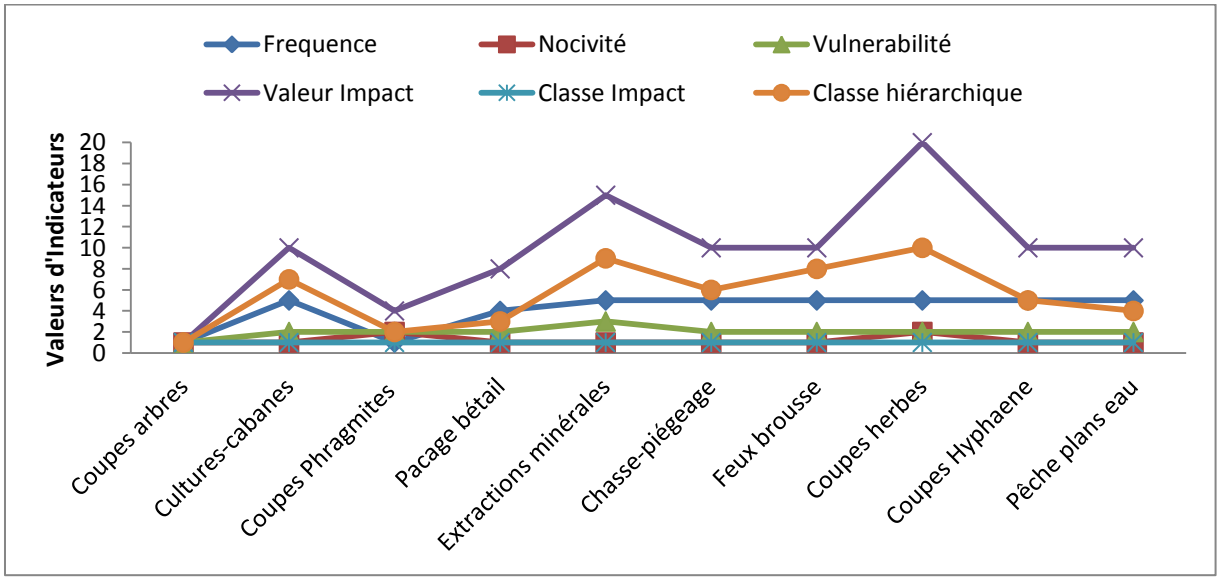


Figure 73: Résultats de la classification hiérarchisée des infractions de 1987 à 2007

4.3.3.2. Evolution des infractions et des indicateurs de gestion

De 1988 à 2007, le nombre annuel d'infractions a progressivement diminué même si l'activité infractionnelle s'est pratiquement généralisée à l'ensemble des ressources protégées. Il est passé de 1 135 cas en 1988 à 446 cas en 2007; soit une diminution de 60,7% et une moyenne annuelle de 651 cas d'infractions relevés. La baisse du nombre annuel d'infractions suit un modèle de régression logarithmique d'équation $y = -246{,}2 \ln x + 1171{,}8$ et de coefficient de corrélation $R^2 = 0{,}69$ (Figure 74). La densité de surveillance du parc est passée de 4 gardes-forestiers/100 km² en 1988 à 66 gardes-forestiers/100 km² en 2007 puis à 34 gardes-forestiers/100 km² en 2015. La densité infractionnelle est, quant à elle, passée de 13 infractions/km² en 1988 à 8 infractions/km² en 2007 (Figure 74).

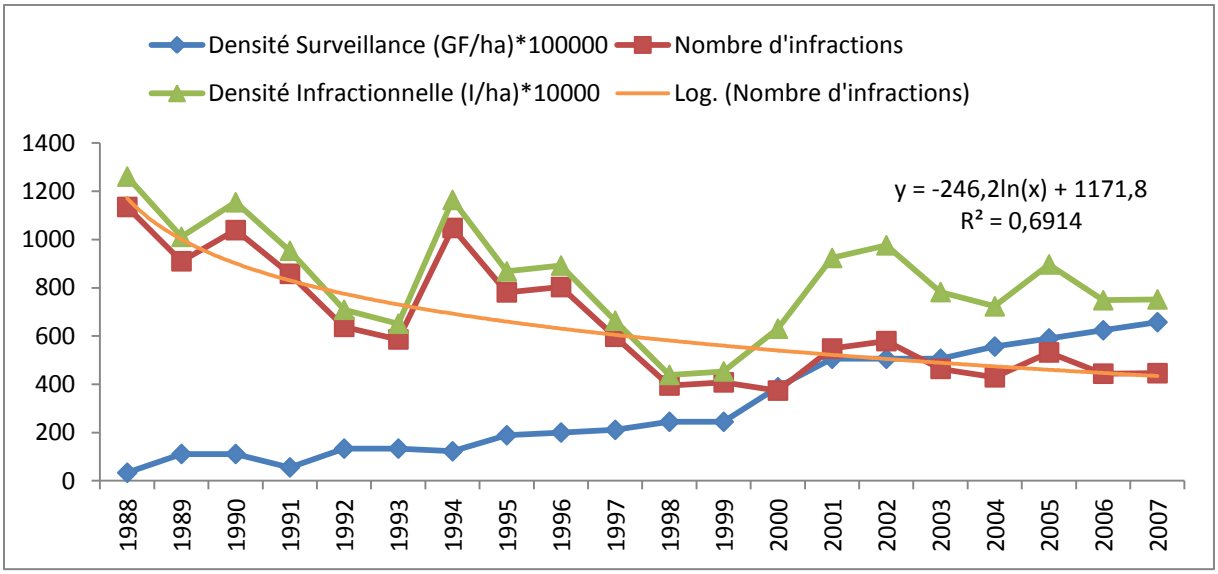


Figure 74: Evolution comparée des indicateurs de gestion et de pressions de 1987 à 2007

Durant la période considérée, les infractions commises sur les ressources végétales représentent 84% du total et constituent les menaces les plus destructrices et décisives qui déterminent l'évolution générale de la végétation et des écosystèmes du parc. Elles sont réparties entre les coupes de végétaux (71%), le pacage de bétail (9%), l'installation de cultures et de cabanes (2%) et les feux de brousse (2%). Le braconnage (chasse, piégeage, pêche) et les extractions minérales (sels minéraux, sables, moellons, briques) représentent respectivement 12% et 4% du nombre total d'infractions. Les coupes de végétaux sont d'une part constituées des coupes d'arbres (44%) et d'*Hyphaene benguellensis* (7%) ; soit 51% de coupes non régénératrices. D'autre part, elles sont formées de coupes de *Phragmites mauritianus* (40%) et d'herbes diverses (9%) ; soit 49% de coupes régénératrices.

L'analyse de la variance du nombre d'infractions avec le test de l'ANOVA 2 montre qu'il existe des différences hautement significatives entre les types d'infractions (P-Value = 0,00 < α = 0,05) et permet de dégager trois groupes de moyennes homogènes. Les moyennes les plus élevées sont constituées des coupes d'arbres/bois et de *Phragmites mauritianus*, les moyennes les plus faibles des feux de brousse et des installations de cultures-cabanes et les moyennes intermédiaires des infractions restantes (pacage bétail, pêche, coupes d'herbes-plantes, coupes *Hyphaene benguellensis*, chasse-piégeage, extractions sels-sables).

Le test statistique d'indépendance du χ^2 (P-value = 0,00 < α = 0,05) montre qu'il existe une liaison significative entre les années et le type d'infractions. En ce qui concerne le groupe des infractions les plus fréquentes, à savoir les coupes de *Phragmites mauritianus* et d'arbres, l'analyse de la variance (ANOVA 2) révèle l'existence de trois groupes de moyennes homogènes pour les deux types d'infractions.

S'agissant des coupes de *Phragmites mauritianus*, les moyennes les plus élevées ont été observées entre 1988 et 1993, les moyennes modérées entre 1994 et 1997 et les moyennes les plus faibles entre 1998 et 2007. Pour les coupes d'arbres, les moyennes les plus élevées et modérées ont été enregistrées entre 1988 et 1998 et les moyennes les plus faibles entre 1999 et 2007. La baisse sensible des coupes de *Phragmites mauritianus* et d'arbres expliquerait en réalité la diminution générale des infractions observées à partir de 1998.

L'analyse de la variance des infractions mensuelles moyennes montre qu'il existe des interactions significatives entre le nombre d'infractions et la période de l'année. Les coefficients saisonniers obtenus par la méthode de « Holt-Winters additif » montrent que les mois les plus critiques ou à forte activité infractionnelle (α > 0) sont janvier, avril, mai, juin, juillet, août, septembre et octobre ; les mois d'août et de mai étant ceux qui connaissent la menace infractionnelle la plus importante avec respectivement 71 et 62 infractions. Les autres mois de l'année, à savoir février, mars, novembre et décembre sont les moins critiques (α < 0) car leur activité infractionnelle est inférieure à la moyenne générale qui est de 54 infractions ; les mois de novembre et de février présentant l'activité infractionnelle la plus faible, respectivement avec 38 et 41 infractions.

Ces résultats d'analyses montrent que l'activité infractionnelle est plus importante en saison sèche (mai-octobre) qu'en saison des pluies (novembre-avril). Le test statistique d'indépendance du χ^2 (P-value = 0,00 <α = 0,05) indique qu'il existe une liaison significative entre les secteurs de surveillance et le nombre et le type d'infractions.

Les infractions sont plus importantes au secteur Delta qu'au secteur Palmeraie. Au secteur Delta, les infractions les plus prépondérantes sont les coupes de *Phragmites mauritianus* (43%), les coupes d'arbres et l'exploitation de bois mort (22%), les coupes d'herbes et de plantes (10%) et le pacage de bétail (10%). Au secteur Palmeraie, les infractions les plus importantes sont les coupes d'arbres et l'exploitation de bois mort (45%), les coupes d'*Hyphaene benguellensis* (12%) et la pêche dans les plans d'eau (12%).

4.3.4. Marchés d'écoulement des produits d'exploitation

Les marchés d'écoulement des produits d'exploitation encadrée et frauduleuse sont distribués tout autour du parc (Figure 57B). Ils sont présents dans toutes les localités périphériques; qu'elles soient proches ou éloignées. Les statistiques montrent que 69% des marchés sont frauduleux tandis que 31% sont régulièrement autorisés. Les marchés autorisés sont inégalement répartis puisque le secteur Delta en compte 9 contre 2 pour le secteur Palmeraie ; soient des proportions respectives de 81,8% et de 18,2%. En revanche, le secteur Palmeraie, qui est particulièrement dégradé selon les résultats d'analyses cartographiques, comprend la quasi-totalité des marchés frauduleux à forte prédation affairiste. En réalité, même les marchés dits autorisés sont régulièrement envahis de produits d'exploitation frauduleuse.

A des degrés divers, toutes les ressources exploitées régulièrement ou frauduleusement dans le parc sont disponibles sur les marchés frauduleux des différentes localités périphériques (bois de chauffage, charbon de bois, bois de service et d'œuvre, cordes végétales, produits vivriers, poisson, viande de gibier, sels minéraux, sables, briques, fagots de *Phragmites mauritianus* et tous organes d'*Hyphaene benguellensis*). Certaines localités assurent principalement l'autoconsommation, d'autres consomment et vendent le bois localement ou à des localités lointaines. En ce qui concerne la ressource ligneuse qui est la plus rare et la plus prisée, les prix de vente varient selon les saisons et les distances à parcourir. En saison sèche, un vélo chargé de bois coûte 5 $US contre 7,5 $US en saison des pluies, du fait d'une disponibilité plus limitée de la main d'œuvre qui est occupée par les travaux champêtres.

4.3.5. Exploitation et gestion écotouristiques

4.3.5.1. Evolution du mouvement touristique

Les résultats d'analyses montrent que la fréquentation touristique suit une évolution en dents de scie (Figures 75, 76). Malgré la reprise remarquable du tourisme à partir de 2005, les pics touristiques des années 1992 et 1993 n'ont pas encore été atteints. Les touristes étrangers sont majoritairement d'origines française, italienne, belge, allemande, néerlandaise et américaine qui constituent en réalité les diasporas occidentales les plus représentées au Burundi.

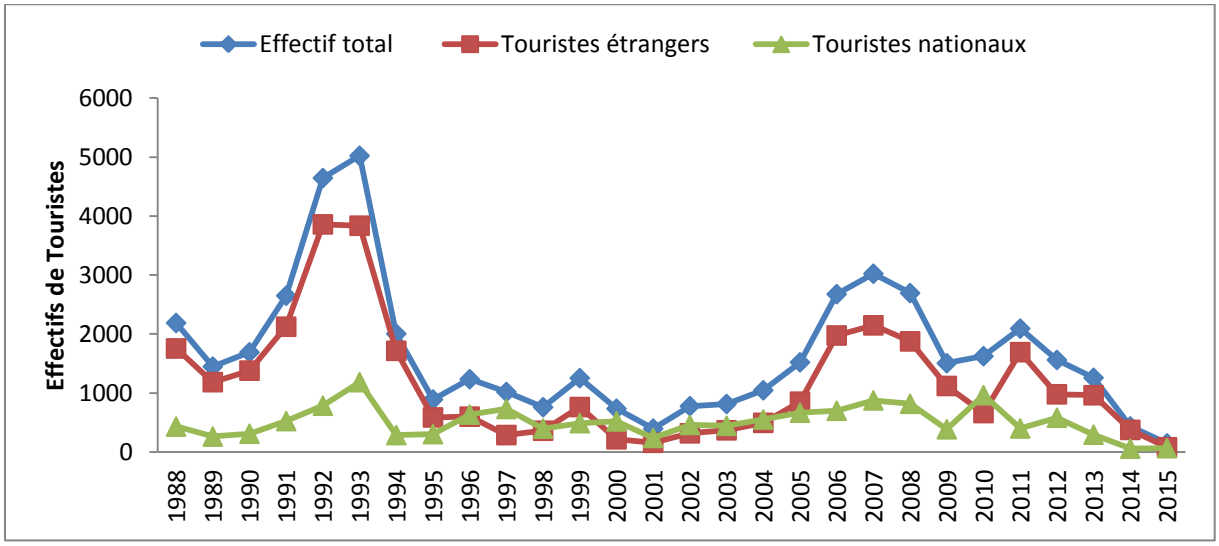


Figure 75: Evolution des effectifs de Touristes selon les nationalités de 1988 à 2015

L'analyse de la variance des effectifs de touristes selon les nationalités montre qu'il existe une différence hautement significative de fréquentation touristique entre les touristes étrangers et nationaux (P-value = 0,000 < α = 0,05) qui représentent en moyenne 70% et 30% du total annuel moyen évalué à 1 683 touristes ; soit respectivement 1 180 et 503 touristes. Elle met en évidence trois groupes de moyennes homogènes d'effectifs annuels de touristes. Les effectifs les plus élevés ont été enregistrés entre 1988 et 1993, les effectifs moyens entre 2005 et 2013 et les effectifs les plus faibles entre 1994 et 2005. La fréquentation touristique penche en faveur des étrangers avant 1996 et après 2005. Entre 1995 et 2005, les différences de fréquentation touristique entre les citoyens étrangers et nationaux sont faibles (Figure 75).

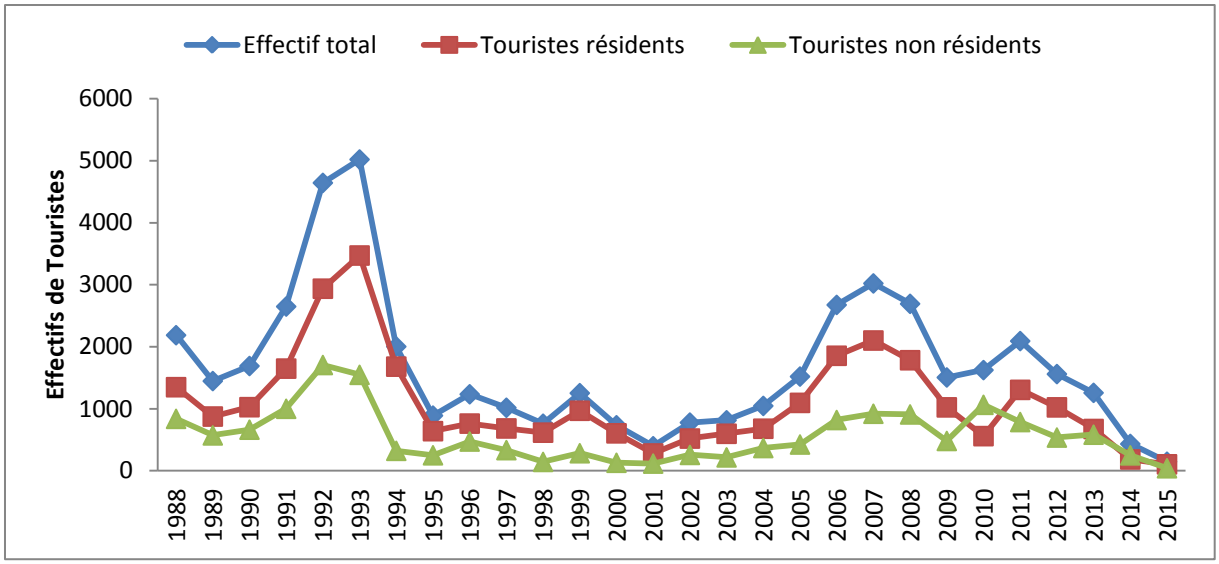


Figure 76: Evolution des effectifs de Touristes selon la provenance de 1988 à 2015

L'analyse de la variance des effectifs de touristes selon les provenances montre qu'il existe une différence très hautement significative de fréquentation touristique (P-value = 0,000 < α = 0,01) entre les touristes résidents et les touristes non-résidents qui représentent en moyenne 66% et 34% du total ; soit respectivement 1 109 et 574 touristes. Elle permet de dégager trois groupes de moyennes homogènes d'effectifs annuels. Les effectifs les plus élevés ont été enregistrés entre 1988 et 1993, les effectifs moyens entre 2005 et 2013 et les effectifs les plus faibles entre 1994 et 2005. La fréquentation touristique penche sensiblement en faveur des résidents jusqu'en 2009. Néanmoins, les différences de fréquentation touristique entre les résidents et les non-résidents sont faibles entre 1995 et 2004 (Figure 76).

L'analyse de la moyenne mensuelle des effectifs de touristes par rapport à la moyenne générale interannuelle qui est de 141 touristes indique que le mouvement touristique revêt un caractère saisonnier dans la mesure où il est plus important en saison sèche qu'en saison des pluies. Les coefficients saisonniers obtenus par la méthode de « Holt-Winters additif » montrent que les mois les plus avantageux (α > 0)ou à forte activité touristique sont mai, juillet, août et octobre; les mois de juillet et d'août ayant les fréquentations touristiques moyennes les plus importantes avec respectivement 213 et 190 touristes. Les autres mois de l'année connaissent une activité touristique inférieure à la tendance moyenne mensuelle (α < 0) ; les mois de novembre, décembre et mars ayant les niveaux de fréquentation touristique les plus bas avec respectivement 103, 116 et 117 touristes.

4.3.5.2. Recettes touristiques et retombées socio-économiques

Les résultats d'analyses de la gestion touristique montrent que les tarifs touristiques ont évolué en trois phases pour toutes les catégories de touristes (Figure 77). On observe d'abord une phase de diminution continue des tarifs qui va de 1988 à 2008.Ensuite, on assiste à une augmentation considérable et rapide des tarifs de 2008 à 2011. Enfin, à partir de 2011, on enregistre une nouvelle diminution des tarifs qui est aussitôt suivie d'une stabilisation des droits d'entrée à un niveau somme toute important jusqu'en 2015 (Figure 77).

En moyenne, les tarifs touristiques annuels varient entre 0,4 $US en 2008 et 7,9 $US en 2011, avec une moyenne générale de 2,95 $US et des droits d'entrée effectifs moyens de 2,51$US. Les différences de tarifs entre les catégories de touristes ont commencé à être significatives à partir de 2011; année où ils ont atteint leurs pics à 4,0 $US ; 7,9 $US et 11,9 $US respectivement pour les nationaux, les étrangers résidents et les étrangers non-résidents.

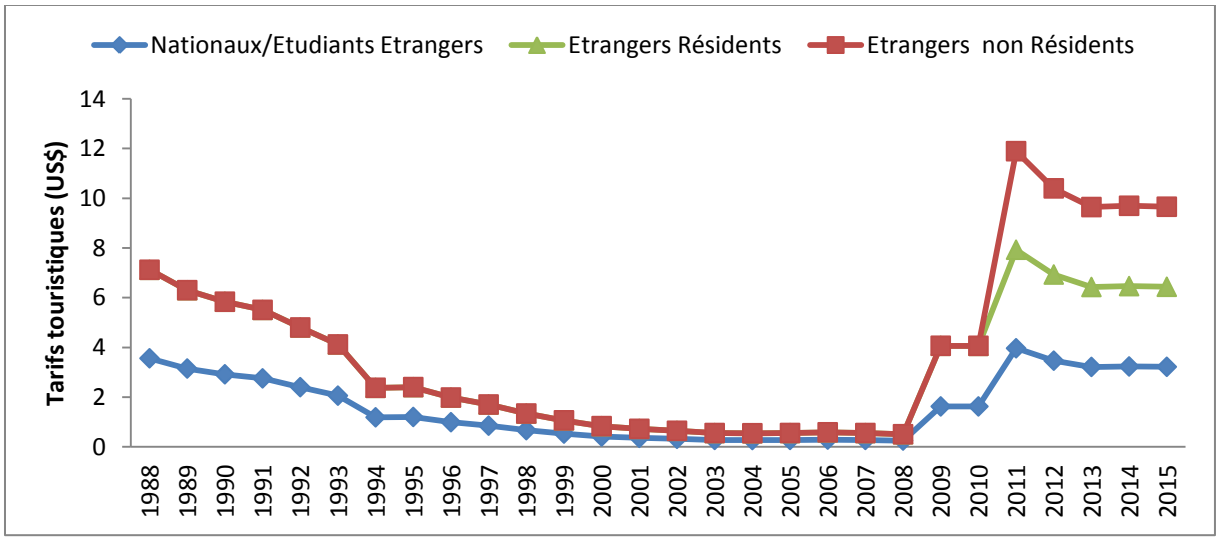


Figure 77: Evolution des tarifs touristiques selon les catégories de Touristes

La Figure 78 montre que les recettes touristiques évoluent selon un modèle de régression de type polynomial de degré 2 d'équation$y = 30{,}513x^2 - 927{,}96x + 8279{,}8$ et de coefficient de corrélation $R^2 = 0{,}4892$. Elles ont diminué de 1988 à 2001 où elles ont atteint un minimum de 286 $US avant de repartir à la hausse jusqu'en 2014; l'encaisse maximale de 8 955 $US ayant été enregistrée en 1992. Le test de normalité de Kolmogorov-Smirnov appliqué aux variables « effectif » et « recettes» ayant montré que leurs distributions suivent une loi normale (P-value (sig) = 0,353 > α = 0,05 et P-value (sig) = 0,219 > α = 0,05), l'étude de corrélation à l'aide du coefficient de Bravais-Pearson a permis d'accepter l'hypothèse d'absence de corrélation entre ces variables (P-value (sig) = 0,502 > α = 0,05, r = 0,132).

Ce résultat montre qu'il existe de réelles difficultés pour la valorisation financière du mouvement et du potentiel touristiques dans l'aire protégée.

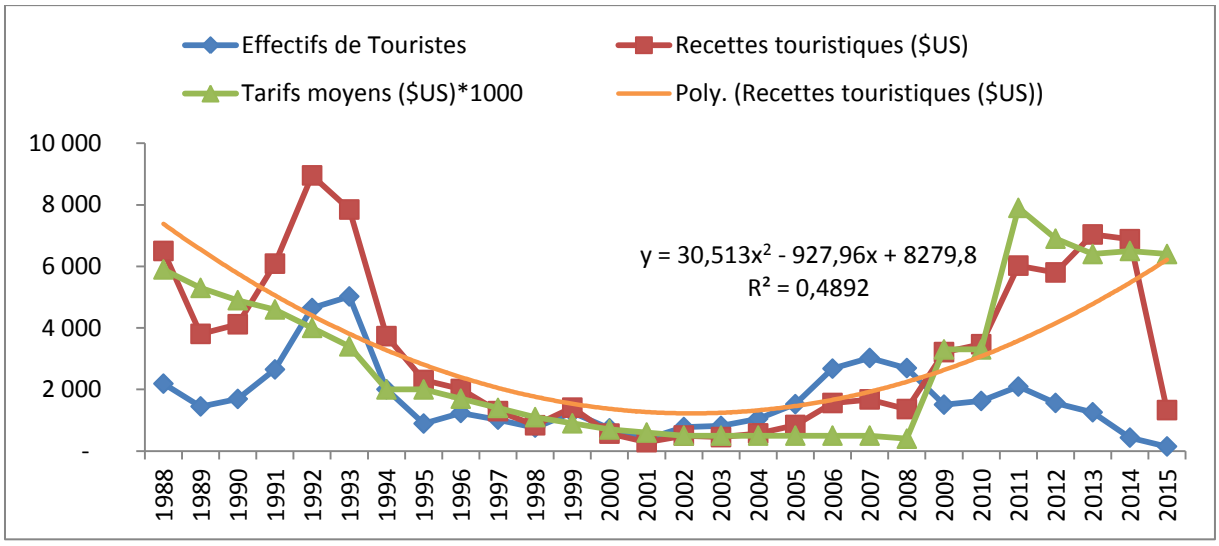


Figure 78: Evolution des tarifs, des effectifs et des recettes touristiques de 1988 à 2015

En intégrant dans les recettes touristiques les frais de location de la pirogue et du vélo tout terrain (VTT) acquis en mars 2010 auprès de la Coopération décentralisée de la Région des Pays de la Loire (France), les recettes touristiques annuelles moyennes du parc atteignent 4 801 $US sur toute la période d'étude (Figure 79). En définitive, les recettes annuelles totales moyennes du parc plafonnent à 6 555 $US qui sont répartis entre l'exploitation des ressources naturelles pour 1 919 $US (29,3%) et l'exploitation touristique pour 4 636 $US (70,7%).

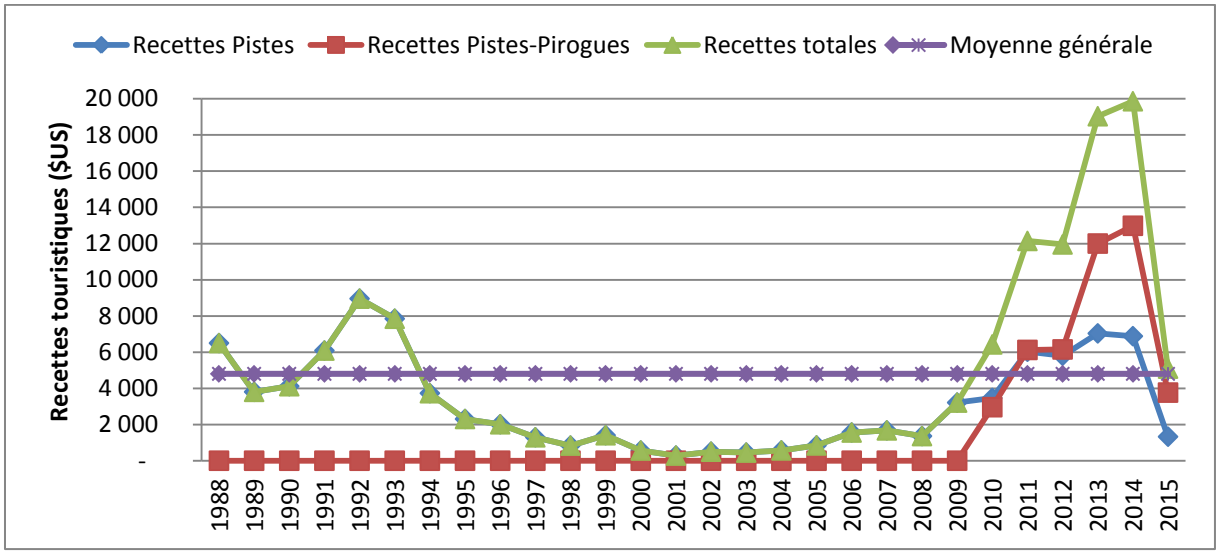


Figure 79: Evolution des recettes touristiques sur Pistes et Pirogues de 1988 à 2015

L'analyse comparée des tarifs touristiques et des droits d'entrée effectifs annuels moyens montre des anomalies positives et négatives dans le recouvrement des redevances touristiques (Figure 80). Les résultats d'analyses révèlent que les anomalies négatives ou les sous-payements s'observent entre 1988 et 1994 d'une part et entre 2008 et 2013, d'autre part. Ils indiquent, à l'inverse, une anomalie positive entre 2013 et 2015.

Entre ces années à anomalies contrastées, on trouve une période de plein recouvrement qui s'étend de 1994 à 2008 et qui correspond globalement à la période de guerre civile déclenchée depuis 1993 (Figure 80). Au total, le manque à gagner financier global pour la période de 1988 à 2015, qui est calculé selon la formule [19], atteint un montant de 53 742 $US ; soit une perte annuelle moyenne de 1 919 $US pour des recettes annuelles moyennes sur pistes de 3 231 $US; ce qui correspond à un taux de recouvrement d'environ 41%.

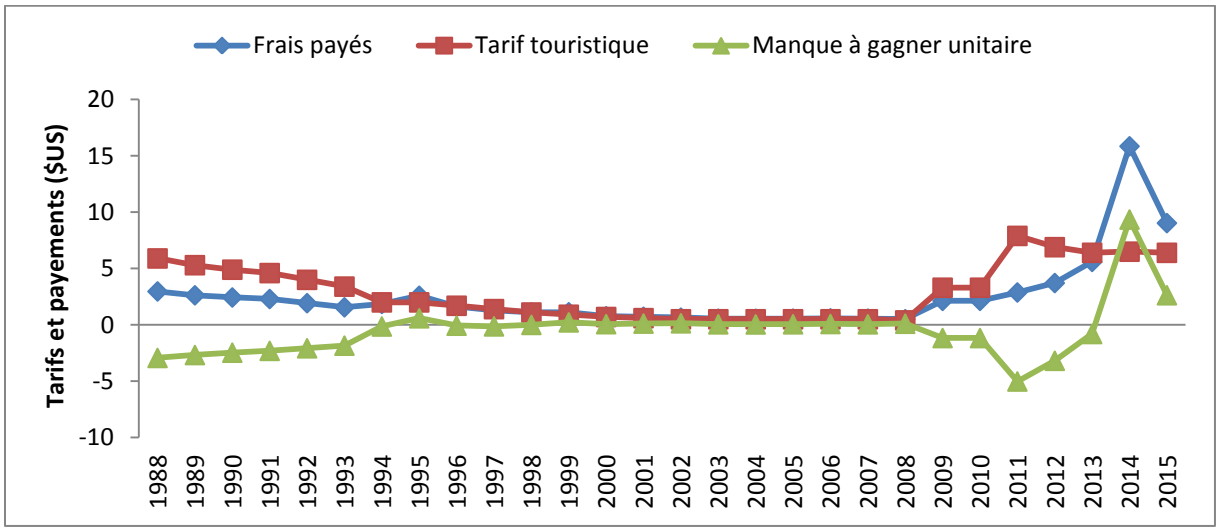


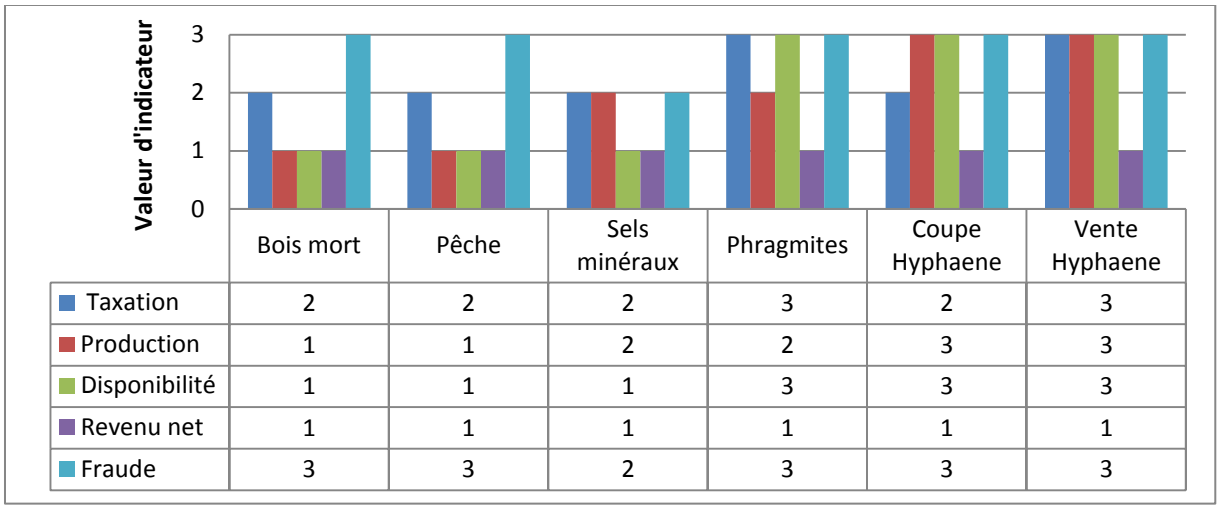
Figure 80: Evolution comparée des tarifs et des payements touristiques de 1988 à 2015

Les recettes touristiques du Parc de la Rusizi, comme celles d'autres aires protégées qui bénéficient encore d'un niveau de tourisme minimal, à l'instar des Monuments naturels de l'Est (Chutes Karera, Failles Nyakazu), sont en grande partie versées sur les comptes de l'organisme national de la conservation qui assure une certaine redistribution ou une péréquation horizontale, généralement à des fins de fonctionnement. Les résultats des entretiens avec les gestionnaires indiquent que la partie des recettes qui reste au Parc est utilisée pour son fonctionnement courant. A de rares occasions, les femmes ramasseuses de bois mort sont rémunérées sur cette modeste partie des recettes touristiques pour les travaux d'entretien des infrastructures touristiques. Ces résultats montrent que les retombées directes de l'écotourisme sur les populations périphériques sont dérisoires, voire nulles.

4.3.6. Perception de l'exploitation et de l'évolution des ressources

Les résultats des entretiens de validation des calculs de simulation sur la gestion participative menés auprès des exploitants organisés en corps de métiers (pêche, bois mort, sels minéraux, phragmites, hyphaene) sont donnés à la Figure 81. Ils montrent qu'à l'exception de la taxe d'exploitation de *Phragmites mauritianus* et d'*Hyphaene benguellensis* qui est jugée élevée, celle des autres ressources est jugée moyenne ou acceptable.

En ce qui concerne la production, elle est jugée faible pour le bois mort et la pêche, moyenne ou acceptable pour les sels minéraux et *Phragmites mauritianus* et élevée pour *Hyphaene benguellensis*. La disponibilité des ressources en exploitation est jugée faible pour le bois mort, la pêche et les sels minéraux et élevée pour *Phragmites mauritianus* et *Hyphaene benguellensis*. Pour l'ensemble des ressources exploitées, le revenu net est jugé faible tandis que l'exploitation frauduleuse est jugée élevée, à l'exception des sels minéraux.



	Bois mort	Pêche	Sels minéraux	Phragmites	Coupe Hyphaene	Vente Hyphaene
Taxation	2	2	2	3	2	3
Production	1	1	2	2	3	3
Disponibilité	1	1	1	3	3	3
Revenu net	1	1	1	1	1	1
Fraude	3	3	2	3	3	3

Figure 81: Résultats d'évaluation de la perception sur les ressources de 1987 à 2015

4.3.7. Conditions climatiques

4.3.7.1. Evolution de la pluviométrie de 1981 à 2015

La Figure 82 montre que la pluviométrie annuelle se caractérise par une alternance de cycles d'excédents et de déficits pluviométriques par rapport à la moyenne interannuelle d'indice pluviométrique $U_i = 0$ et de valeur 779 mm/an. Il s'agit successivement d'un cycle excédentaire (1982-1989), d'un cycle déficitaire (1990-2004), d'un cycle excédentaire (2005-2012) et d'un cycle déficitaire qui s'amorce avec l'année 2013.

La pluviométrie annuelle des années 1984, 1990, 2000, 2011 et 2015 a été respectivement de 836 mm ; 740,3 mm ; 728,8 mm ; 1037,3 mm et 739,2 mm tandis que leurs pluviométries saisonnières cumulées ont été de 742,3 mm ; 839 mm ; 727,8 mm ; 779,4 mm et 700,9 mm. Les moyennes pluviométriques annuelles des périodes 1984-1990, 1991-2000, 2001-2010 et 2011-2015 ont été respectivement de 872 mm ; 647 mm ; 823, 9 mm et 841,8 mm (Figure 82).

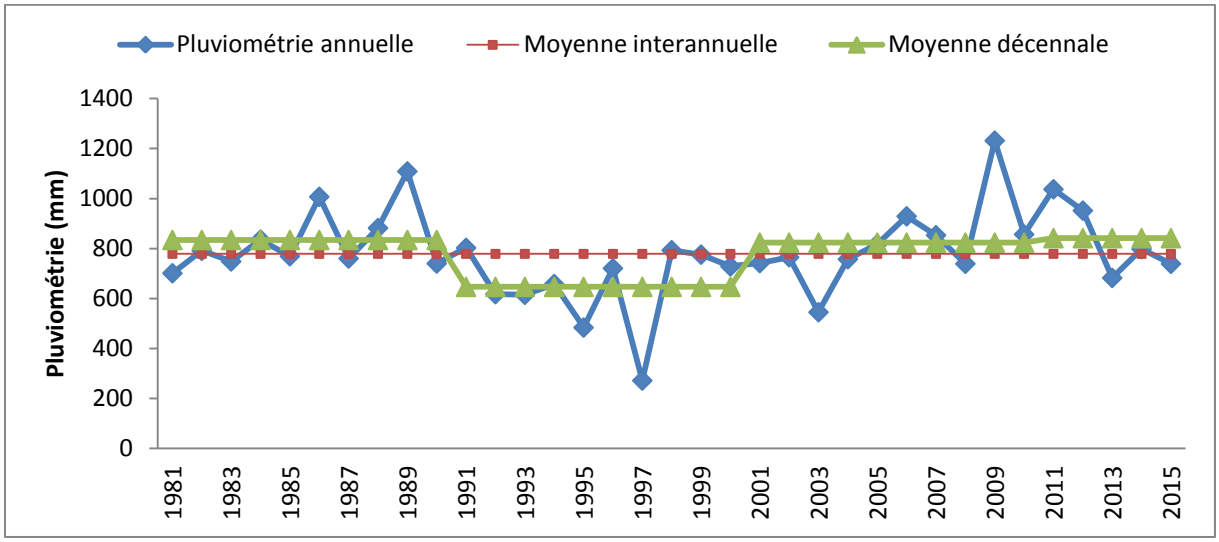


Figure 82: Evolution de la pluviométrie à la station Bujumbura-Aéroport de 1981 à 2015

Les résultats de la Figure 83 montrent que la période 1981-2015 compte 20 années déficitaires ($U_i < 0$) et 15 années excédentaires ($U_i > 0$) ; soit une fréquence d'années sèches de 57%. La décennie 1991-2000 a été sèche à 80%, les décennies 1981-1990 et 2000-2011 à 50% et la période 2011-2015 à 40%.Les années les plus déficitaires sont 1997 (U_i = -2,99) ; 1995 (U_i = -1,74) et 2003 (U_i = -1,38). Elles ont connu, dans cet ordre, une sécheresse extrême, une grande sécheresse et une sécheresse modérée. Le reste des années déficitaires ont connu une sécheresse légère ($-1,00 < U_i < 0$). Les années les plus excédentaires sont 2009 (U_i = 2,67), 1989 (U_i = 1,94) ; 2011 (U_i = 1,52), 1986 (U_i = 1,34) et 2012 (U_i = 1,02). Elles sont considérées comme extrêmement humide (2009), humides (1989, 2011) et modérément humide (2012). Les autres années excédentaires ont été légèrement humides ($0 < U_i < 1,00$).

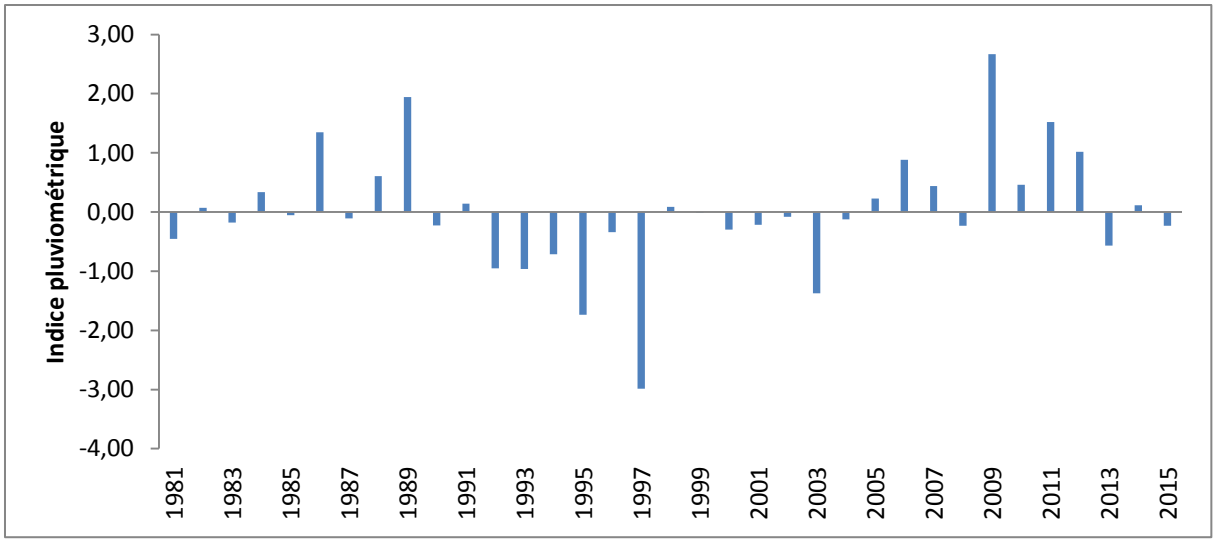


Figure 83: Evolution de l'indice pluviométrique à la station Bujumbura-Aéroport

4.3.7.2. Paramètres spatiaux des plans d'eau et pluviométrie

L'étude de corrélation de Spearman entre la pluviométrie et les paramètres spatiaux des points d'eau (nombre, surface, périmètre) effectuée à partir des données du Tableau XVIII et de la formule [21] montre qu'il existe une corrélation positive très élevée entre la pluviométrie annuelle et le nombre de points d'eau (r_s = 0,9) et une corrélation positive élevée entre la pluviométrie saisonnière cumulée et le nombre de points d'eau (r_s = 0,8).

Elle révèle également l'existence d'une corrélation positive élevée entre la pluviométrie saisonnière cumulée et le périmètre total (km) d'une part (r_s = 0,8) et entre la pluviométrie saisonnière cumulée et la superficie totale (ha), d'autre part (r_s = 0,8).Ainsi, le nombre, la surface moyenne et le périmètre moyen des points d'eau sont en relation directe avec la pluviométrie saisonnière cumulée. Plus la pluviométrie cumulée est élevée, plus le nombre, la surface et le périmètre des plans d'eau sont importants et inversement.

Tableau XVIII: Evolution des paramètres spatiaux des points d'eau de 1984 à 2015

Année	P.A (mm)	PC-Mai (mm)	NPE	ST (ha)	PT (km)
1984	836	742,3	10	81,72	14,94
1990	740,3	839	12	170,28	23,4
2000	728,8	727,8	3	33,57	5,4
2011	1037,3	779,4	13	40,95	10,74
2015	739,2	700,9	6	46,17	8,34

P.A : Pluviométrie annuelles, PC : Pluviométrie saisonnière cumulée à fin mai, NPE : Nombre de points d'eau, ST : Surface totale des points d'eau, PT : Périmètre total des points d'eau

4.3.7.3. Evolution de la température de 1981 à 2015

Les résultats d'analyses de la température montrent une augmentation annuelle moyenne de 0,029°C qui suit un modèle de régression linéaire d'équation $y = 0{,}0287x + 23{,}989$ et de coefficient de corrélation $R^2 = 0{,}51$ (Figure 84). Ils mettent en évidence deux périodes contrastées; à savoir la période 1981-2000 dont les températures sont globalement inférieures à la moyenne interannuelle qui est de 24,5°C et la période 2001-2015 qui présente des températures supérieures à la moyenne générale (Figure 84).

Les moyennes annuelles des périodes d'étude sont respectivement de 24,1°C (1984-1990) ; 24,4°C (1990-2000) ; 24,8°C (2000-2011) et 24,7°C (2011-2015).Les moyennes décennales sont respectivement de 24,1°C (1981-1990), 24,4°C (1991-2000) et 24,9°C (2001-2010).

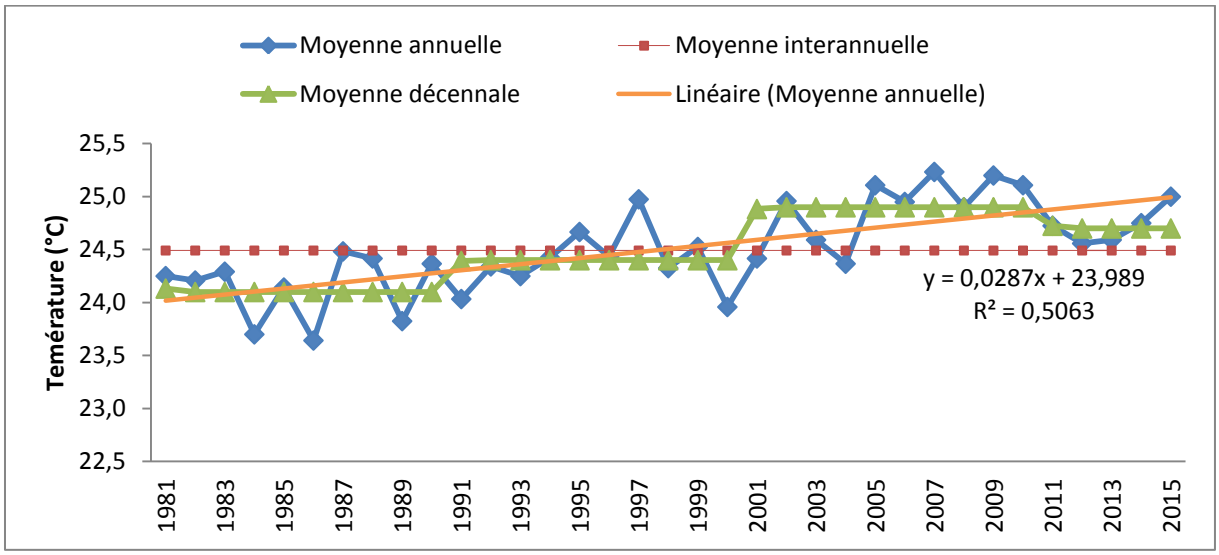


Figure 84: Evolution de la température à la station Bujumbura-Aéroport de 1981 à 2015

Les résultats de calculs de l'indice des températures centrées réduites, qui peut être assimilé à l'équivalent thermique de l'indice pluviométrique de Nicholson, mettent effectivement en évidence deux grandes périodes contrastées (Figure 85). La période 1981-2000 présente des indices négatifs à l'exception des années 1995 (0,43) ; 1997 (1,19) et 1999 (0,08). Il s'agit d'une période que l'on pourrait qualifier de relativement « froide » par rapport à la température moyenne de la série considérée. Les trois années les plus froides sont 1986 (-2,10) ; 1984 (-1,96) et 1989 (-1,65). Quant à elle, la période 2001-2015 se caractérise par des indices positifs à l'exception des années 2001 (-0,19) et 2004 (-0,31). Cette période peut être considérée comme relativement « chaude » par rapport à la température moyenne de la série analysée. Les trois années les plus chaudes sont 2007 (1,83) ; 2009 (1,75) et 2010 (1,52).

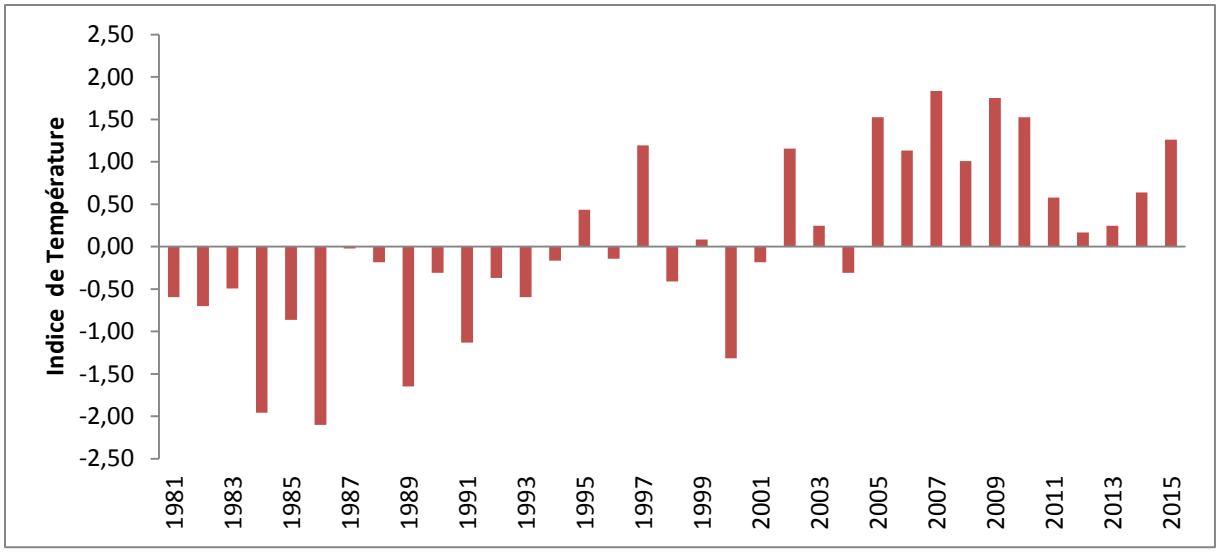


Figure 85: Evolution de l'indice de température de 1981 à 2015

L'analyse combinée des indices pluviométrique et thermique des Figues 83 et 85 permet de caractériser les années et les périodes en fonction des stress climatiques différentiels qui pèsent ou s'exercent sur les ressources naturelles en général et les plans d'eau en particulier ; le Parc de la Rusizi ayant le statut de zone humide.

Elle montre que la période 1981-1990 a connu des conditions climatiques favorables caractérisées par une pluviométrie excédentaire et des températures relativement fraîches. A l'inverse, la période 1991-2000 a enregistré des conditions défavorables marquées par une pluviométrie déficitaire et des températures plus élevées même si elles s'avèrent fraîches ou inférieures à la moyenne générale. Quant aux périodes 2001-2010 et 2011-2015, elles ont connu des conditions climatiques respectivement favorables et défavorables, en relation avec les niveaux relatifs de pluviométrie et de températures comparés aux moyennes respectives.

4.3.8. Conclusion partielle

Les résultats d'analyses des facteurs d'évolution du Parc de la Rusizi montrent que les pressions d'exploitation anthropiques encadrée et frauduleuse des ressources naturelles, en l'occurrence les prélèvements directs de végétaux, les défrichements culturaux à caractère vivrier et industriel et les feux de brousse illicites, constituent les principaux facteurs de dégradation du parc qui sont aggravés par la détérioration des conditions climatiques. Les pressions d'exploitation des ressources se manifestent par la généralisation des exploitations frauduleuses à l'ensemble du parc, une faible stabilité ou une grande mobilité spatiale de celles-ci et la prédominance des activités agricoles, pastorales et de pêche illicites.

La dépendance quasi-exclusive des localités périphériques aux terres agricoles et aux ressources ligneuses protégées, notamment pour les cultures, les constructions et l'énergie domestique explique la prédominance d'exploitations encadrées à caractère végétal et le poids imposant des infractions qui sont à l'origine de la dégradation des ressources végétales et du Parc de la Rusizi lui-même, particulièrement suite à l'essor démographique lié aux déplacés de guerre de 1993, à l'urbanisation croissante et aux taux élevés d'accroissement naturel.

Les résultats obtenus montrent que l'impact de la gestion participative sur la conservation est négatif à cause des effets pervers de la surtaxation des exploitations, de la diminution continue des revenus d'exploitation et de la concurrence frauduleuse avérée. Il l'est également par la faiblesse des recettes qu'elle génère pour assurer l'autofinancement et le développement local, la gestion centralisée des fonds et l'absence de planification financière et budgétaire.

Les conditions largement restrictives de l'exploitation encadrée, le faible ratio des exploitants par rapport à la population dépendante et l'inéquité des conditions d'exploitation engendrent la multiplication des infractions et la dégradation accélérée du parc en limitant l'offre autorisée des produits sur le marché et la satisfaction des besoins croissants des populations.

La stratégie quasi obligée des exploitants de surexploiter les ressources en réponse à la surtaxation combine ses effets négatifs à ceux des exploitations frauduleuses dans l'accélération de la dégradation du parc dont certaines activités de gestion participative (bois mort, pêche) intéressent de moins en moins, faute de rentabilité minimale, suite notamment à la déforestation massive, à l'assèchement continu des plans d'eau et aux efforts importants d'exploitation mettant souvent en œuvre des techniques destructrices.

La collecte de bois mort étant ainsi devenue démotivante alors qu'elle constitue la principale composante des exploitants encadrés et le poumon même de la gestion participative, l'intégration publique a échoué à garantir une conservation et une utilisation durables des ressources, d'autant plus que les infractions se sont considérablement accrues et que le parc s'est dégradé. Ce résultat confirme les conclusions de plusieurs études sur l'efficacité et la portée très limitées de la gestion participative en Afrique. En revanche, l'étude montre que la densité de surveillance et le nombre d'exploitants réguliers déterminé par les niveaux de taxation constituent les principaux facteurs de maîtrise durable des infractions.

Le marché encore favorable et la rentabilité actuelle de certaines activités fortement taxées comme l'extraction de sels minéraux, la coupe de *Phragmites mauritianus* et la coupe d'*Hyphaene benguellensis* font d'elles des pressions d'autant plus importantes sur l'aire protégée qu'elles alimentent en même temps l'exploitation frauduleuse. Si l'exploitation encadrée de certaines ressources et l'ouverture des marchés de vente-achat des produits forestiers ont réduit l'ampleur des infractions dans un premier temps, elles ont stimulé et renforcé dans un deuxième temps l'exploitation frauduleuse de survie qui s'est progressivement commercialisée à cause de l'inégale répartition des marchés autorisés, de l'effectif limité des exploitants réguliers et des prix prohibitifs des produits sur le marché.

La dégradation poussée du secteur Palmeraie prouvée par l'analyse cartographique met en exergue l'importance des activités frauduleuses dans cette partie de l'aire protégée où les activités de gestion participative ont été longtemps limitées par une insécurité persistante. Le nombre particulièrement élevé d'infractions dans ce secteur s'explique par l'effectif relativement faible de gardes-forestiers, une taille importante, une surveillance fébrile, le faible effectif d'exploitants réguliers, le nombre limité de marchés réguliers et une forte concentration de localités fortement peuplées et dépendantes des ressources protégées.

Au niveau financier, les faibles performances touristiques et d'exploitation des ressources naturelles limitent sérieusement les volumes de recettes et les capacités d'autofinancement de l'aire protégée, dans un contexte déjà défavorable caractérisé par le gel des investissements directs dans la conservation et le manque d'autonomie dans la gestion financière.

Les conditions climatiques, qui sont caractérisées par une grande variabilité pluviométrique à caractère cyclique et une hausse continue des températures, agissent sur l'évolution de l'aire protégée à deux niveaux imbriqués. D'abord, elles influencent directement le développement ou la régression des ressources naturelles dans les conditions écologiques déjà sévères de la zone d'étude. Ensuite, elles interviennent comme des déterminants de la dépendance des populations aux ressources naturelles et de l'intensité conséquente des pressions d'exploitation, en affermissant ou en dégradant leurs moyens d'existence.

En définitive, les résultats obtenus confirment l'hypothèse sur l'influence décisive des pressions anthropiques, des insuffisances managériales et de la variabilité des conditions climatiques sur la dégradation du parc. Ils indiquent en outre que c'est la thèse malthusienne qui répond ou décrit le mieux l'effet de l'accroissement démographique sur l'évolution constatée des ressources naturelles et du parc lui-même.

CHAPITRE 5. DISCUSSION DES RESULTATS

5.1. Dynamiques d'occupation du sol

5.1.1. Précision et qualité de la classification des images

Les niveaux de précision obtenus pour les classifications sont plus élevés que les seuils recommandés pour la précision globale (Anderson, 1971) et le coefficient Kappa (Landis et al, 1977; Pontius, 2000). Ils sont d'autant plus excellents que le nombre de classes identifiées par image est élevé (Caloz et al, 2001), malgré le fait que celui-ci peut en même temps induire de faux changements ou des changements improbables (Mas, 2000; Lagabrielle et al, 2007).

Les confusions et les erreurs constatées dans la classification entre les classes anthropisées (zones cultivées, zones bâties, sols dénudés) et les classes de végétation (savane arborée, savane arbustive) s'expliqueraient par la présence, la dispersion et la mobilité d'activités illicites à l'intérieur du parc.

Les confusions entre les classes de végétation elles-mêmes (savane herbeuse, forêt à *Hyphaene benguellensis*, végétation aquatique) seraient liées au caractère diffus et lâche des limites spatiales de ces formations végétales qui sont relativement fragmentées et imbriquées les unes dans les autres, comme l'ont révélé les études antérieures (Reekmans, 1980; Nzigidahera, 2003). Cela est d'autant plus vrai que les images de saison sèche utilisées offrent des différences suffisantes de radiométrie pour une discrimination aisée des éléments du paysage et de la végétation (Sambou, 2004; Tabopda et al, 2010).

5.1.2. Changements d'occupation du sol

Les changements d'occupation du sol observés au cours des périodes d'étude 1984-1990, 1990-2000, 2000-2011, 2011-2015 et 1984-2015 varient considérablement selon la nature et l'ampleur des facteurs anthropiques et naturels qui agissent sur le parc en général et sur les classes spécifiques d'occupation du sol en particulier, comme le montrent les Figures 19, 25 et 26 sur l'évolution des classes d'occupation du sol et les Figures 20B, 21B, 22B, 23B, 24B et 27 qui donnent le bilan global des dynamiques périodiques d'occupation du sol.

5.1.2.1. Changements d'occupation du sol entre 1984 et 1990

Entre 1984 et 1990, le processus global d'extension de la couverture végétale et de recul des zones anthropisées en général et des zones cultivées en particulier s'expliquerait à la fois par l'évacuation autoritaire des populations intérieures et des activités agricoles et pastorales aussitôt après l'acte de la création du parc en 1980 et l'existence de conditions climatiques favorables marquées par une pluviométrie excédentaire. Sur le plan climatique, la période 1984-1990 a connu une pluviométrie moyenne annuelle de 872,1 mm qui dépasse sensiblement la moyenne générale de la série 1981-2015 qui est de 779 mm (Figure 82).

Ces évolutions positives et favorables à la conservation ont cependant souffert d'une extension remarquable des sols dénudés (Figure 25) provoquée par : (1) le projet de reboisement de la Banque Mondiale qui a déboisé une partie du parc pour l'installation des essais d'essences forestières exotiques, en collaboration avec l'Institut des Sciences Agronomiques du Burundi et (2) des extractions de sables par la société Verreries du Burundi (VERRUNDI). Les coupes et les extractions effectuées ont mis le sol à nu de manière prolongée, d'autant plus que les conditions climatiques de la décennie 1990-2000 n'ont pas permis une reprise et un développement suffisants des jeunes plants pour recouvrir le sol.

5.1.2.2. Changements d'occupation du sol entre 1990 et 2000

Entre 1990 et 2000, le recul remarquable de la couverture végétale et l'extension parallèle des zones anthropisées en général et des zones cultivées et des sols dénudés en particulier s'expliqueraient par deux facteurs principaux. D'une part, il s'agit de la guerre civile de 1993 et de l'affaiblissement de l'autorité de l'Etat qui se sont accompagnés de l'envahissement et de l'exploitation anarchique du parc par de nombreux déplacés de guerre installés à proximité de l'aire protégée, surtout dans les centres sécurisés de Gatumba et de Gihanga (PNUD, 1996; Nzigidahera, 2003) et de conditions climatiques défavorables, d'autre part.

Selon le PNUD (1996), 14% des formations naturelles et 30% des boisements artificiels auraient été détruits pendant la crise de 1993 à 2005. De telles situations d'occupation et de destruction d'aires protégées en période d'insécurité ont été décrites par d'autres études conduites en Afrique, notamment au Rwanda et en RDC (Kanyamibwa, 1998).

Durant cette période, le parc a connu des coupes intenses d'arbres et un déboisement massif pour la satisfaction des besoins multiples en bois, en terres cultivables et en pâturages pour le bétail déplacé avec les populations réfugiées.

Ce déboisement a pratiquement fait disparaître la savane arborée qui dominait largement le couvert ligneux, en tant que matrice du parc. La disparition de la savane arborée (Figures 21A, 25, 27) a été suivie de l'apparition progressive d'une savane arbustive de substitution. Une telle évolution a aussi été observée dans la Réserve de Fina au Mali où une étude a montré que les défrichements agricoles impactent surtout sur la savane arborée et engagent un processus de création de la savane arbustive (Hady et al, 2011).

Les ressources végétales ont été d'autant plus exploitées qu'elles contribuent à l'énergie de cuisson des aliments à hauteur de 93,9 % dans le pays et qu'il n'y a pas de sources d'énergie alternatives dans la zone (BCR, 2009). Ce niveau de dépendance en bois-énergie domestique est proche des seuils de 85 à 99% déterminés pour l'Afrique où la consommation annuelle de bois prélevé dans les paysages naturels se situe entre 300 et 700 kg (Brocard et al, 1998).

Les conditions climatiques, qui ont été caractérisées par une pluviométrie moyenne annuelle de 647 mm largement déficitaire comparée à la moyenne générale de 779 mm (Figure 82), ont aggravé la situation par un assèchement important des plans d'eau (Figure 43) et l'envahissement agricole des zones humides de basses altitudes (Figures 30-31).

Le quasi doublement des sols dénudés observé durant la période s'expliquerait par la multiplication et la mobilité des sites d'extraction des sels minéraux pour l'alimentation du bétail et des matériaux de construction pour l'extension ou la création de centres et de localités à la périphérie du parc (Figure 25). La faible stabilité des classes anthropisées au cours de la période (Tableau VII, Figure 26) résulterait du caractère frauduleux des activités intérieures qui commande une importante mobilité spatiale des sites d'installation et d'exploitation. L'exemple des zones cultivées, des sols dénudés et des zones brûlées qui se sont étendus, en affectant de nouveaux espaces est illustratif à ce sujet.

Les activités d'intégration des populations périphériques dans la gestion du parc lancées à la fin des années 1980 s'étant intensifiées et élargies durant la décennie 1990-2000, la faible maîtrise des activités d'exploitation des ressources comme les coupes de *Phragmites mauritianus et* d'*Hyphaene benguellensis* aurait également contribué à la régression sensible du couvert végétal. L'exploitation frauduleuse parallèle du parc a été exacerbée par la création et la concentration d'un nombre important de localités densément peuplées à proximité immédiate de l'aire protégée qui ont développé des marchés frauduleux (Figures 57A-B).

La baisse importante et quasi continue des budgets d'investissement dans la conservation à partir de la guerre civile de 1993 a également eu des effets défavorables sur la gestion et l'évolution de l'aire protégée. En effet, dans le contexte national caractérisé par un sous-financement structurel dû à la contraction des subsides de l'Etat depuis 1990 et au gel des financements extérieurs (Figures 6, 7, 10, 11), l'aire protégée, qui connaît une faible densité de surveillance pour une densité infractionnelle relativement importante (Figures 12, 13), ne pouvait que difficilement faire face aux pressions accrues pendant la période.

5.1.2.3. Changements d'occupation du sol entre 2000 et 2011

Entre 2000 et 2011, la reprise importante de la végétation et le recul des zones anthropisées en général et des zones cultivées en particulier s'expliqueraient par un certain nombre de facteurs aux effets combinés, à savoir : (1) l'inaccessibilité d'une grande partie du parc à cause de la présence de bandes armées au début des années 2000, (2) la désaffection de la culture cotonnière pratiquée à l'intérieur, (3) le rapatriement progressif des déplacés de guerre de 1993, (4) l'évacuation forcée des villages intérieurs par l'armée et la police (Gasho, Kagaragara, Vugizo, Cabiza) et (5) la survenue de conditions climatiques favorables avec une pluviométrie excédentaire de 843 mm pour une moyenne de 779 mm (Figure 82).

L'influence positive des abandons de terres liés aux perturbations des périodes de guerre civile sur la diminution des zones cultivées et la reprise de la végétation a également été démontrée en Afrique par des études antérieures (Eva et al, 2006).

La stabilité remarquable des zones cultivées au cours de la période (Tableau VIII, Figures 26, 28B) se justifierait par le changement de statut de Parc en Réserve en 2000 et la distribution de plus de 54% des terres aux populations qui les exploitent depuis cette année. Si la modification du statut de l'aire protégée et la cession d'une grande partie de sa superficie a d'abord eu des conséquences dommageables sur la biodiversité, notamment avec la disparition des reliques de forêt dense (Figures 22A, 25), l'insécurité et l'inaccessibilité croissantes du secteur Palmeraie, le rapatriement progressif des populations déplacées en 1993 et l'évacuation partielle du parc, la baisse de l'intensité des feux et la non mise en valeur des terres par nombre d'attributaires ont entraîné une évolution favorable de la biodiversité.

Quant à l'extension des zones bâties au cours de la période (Figure 25), elle résulterait principalement de l'installation et de l'extension du cimetière de Mpanda depuis 1993 et de la multiplication des fermettes d'élevage à Buringa depuis les années 2006, après l'évacuation forcée et massive des élevages urbains de la ville de Bujumbura.

5.1.2.4. Changements d'occupation du sol entre 2011 et 2015

Entre 2011 et 2015, le recul de la couverture végétale et l'extension des zones anthropisées en général et des zones brûlées en particulier se justifieraient par la poursuite de l'exploitation des terres cédées aux populations en 2000 et le développement d'activités illicites à la faveur du changement de statut en 2011 qui ont été aggravés par la baisse continue de la pluviométrie annuelle depuis 2012 (Figure 82).

Malgré le changement de statut de la Réserve en Parc qui a remis les terres cédées en 2000 dans les nouvelles limites légales de l'aire protégée et le décret d'évacuation des populations de 2011, le parc n'a toujours pas été évacué. Au contraire, l'administration territoriale a illégalement distribué des terres dans le nouveau périmètre du parc, avec la complicité des conseils communaux de Gihanga et Mutimbuzi et de certaines autorités politiques natives de la zone qui en ont profité pour se servir. Cela confirme les conclusions d'études antérieures qui montrent qu'en Afrique, les élites politiques locales et régionales feraient bénéficier aux populations les ressources pour maintenir leurs positions dans le futur (Eva et al, 2006).

De part l'importance et la rapidité des rythmes de dégradation causées par le maintien prolongé d'activités illicites, la période a marqué et marque encore un tournant dangereux pour la conservation du parc. L'extension considérable des zones brûlées (Figure 25) serait liée à la crise sociopolitique qui prévaut au Burundi depuis avril 2015 ; la mise à feu du parc ayant été utilisée par les autorités publiques pour prévenir l'installation des mouvements rebelles qui y ont élu domicile dans le passé.

Dans la région des Grands Lacs africains en effet, les aires protégées constituent souvent des bastions, des sanctuaires et des bases arrière propices pour les milices, les guérillas et les rebelles qui se préparent de tout côté, en en faisant leurs garde-mangers, leurs zones d'entrainements et leurs cachettes (Katembo, 2011).

La stabilité relativement élevée des zones cultivées (Tableau IX, Figure 26, Figure 28B) s'expliquerait par la poursuite de l'exploitation des terres distribuées en 2000 en attendant leur évacuation effective prévue par le décret de novembre 2011 et exigée par le ministère de l'environnement depuis 2012, sans le moindre succès, du fait de la possession et de l'exploitation illégales des terres par certaines personnalités politiques de haut rang.

L'augmentation considérable des amendes et saisies depuis 2008 confirme la poursuite des activités frauduleuses qui se sont même renforcées avec de nouvelles occupations illégales incriminant différents acteurs. La création de la société sucrière Tanganyika Business Company (TBC) dans les limites du parc depuis 2009 et l'extension continue de ses plantations par des défrichements intensifs ont grandement contribué à la dégradation du parc.

Cela concorde avec les conclusions d'autres études qui ont montré qu'en Afrique, les aires protégées sont plus menacées par des intérêts économiques puissants liés notamment aux grandes plantations industrielles que par les activités socio-économiques des populations locales elles-mêmes (Terborgh et al, 2002; Guéneau et al, 2004).

5.1.2.5. Changements d'occupation du sol entre 1984 et 2015

De 1984 à 2015, en définitive, la dégradation du Parc de la Rusizi, qui est matérialisée par le recul du couvert végétal, la disparition de la savane arborée et des reliques de forêt dense et l'extension importante des zones anthropisées, en l'occurrence les zones cultivées et les zones brûlées (Figures 24A, 27) s'explique par les facteurs ci-après: (1) l'instabilité des statuts qui perpétue les velléités d'occupation et annule les progrès timides réalisés, (2) l'accroissement considérable des pressions anthropiques dû à une démographie périphérique galopante fortement dépendante et rapprochée de l'aire protégée (Figures 57A-B, 59, 60, 61, 62, 63), (3) les méthodes de gestion dirigistes et coercitives qui rentrent dans une vision de gestion centralisée (Giraut et al, 2004) et (4) les conditions climatiques peu favorables caractérisées par une pluviométrie cyclique et des températures en constante augmentation (Figures 82, 84).

La croissance démographique périphérique, qui est stimulée par le développement de centres urbains mitoyens et un afflux important d'immigrants, la réduction des terres agricoles et le coût élevé de location entraînent la mise en cultures inévitable du parc. La contrainte démographique a été déjà identifiée comme la menace de loin la plus forte sur les aires protégées du Burundi en général et le Parc de la Rusizi en particulier (UICN, 2011).

Ce résultat confirme les conclusions d'autres études qui ont mis en évidence l'impact négatif de l'immigration sur l'évolution des aires protégées dont elle entraîne la dégradation (Soulé et al, 1999). Il est aussi confirmé par d'autres études qui ont montré que la superficie couverte par la forêt et sa dégradation sont en étroite corrélation avec les densités de populations périphériques (Williams, 2000; Bogaert et al, 2008; Raven et al, 2008). En Afrique centrale où se situe la zone d'étude, une causalité négative a par ailleurs été établie entre la pression démographique et la couverture forestière (Bogaert et al, 2008; Bamba, 2010).

D'autres études ont montré que les taux élevés de déforestation tropicale sont liés à la croissance démographique, à la pauvreté et à la culture itinérante dans de grandes étendues de forêts (Mather et al, 2000; Lambin et al, 2001).

Les résultats obtenus sont également confirmés par des études qui ont indiqué qu'en Afrique subsaharienne la déforestation augmente avec la croissance démographique, surtout là où le bois est utilisé comme combustible et où les terres forestières doivent être mises en culture, comme au Burundi (FAO, 2012). C'est aussi le cas des chercheurs qui ont conclu que ce sont les grands projets agro-industriels (canne à sucre, coton, riz, palmier) qui sont aujourd'hui le plus responsables de la déforestation (Guillaume, 2009), comme au Parc de la Rusizi.

Dans la même optique, Dubois (2003, 2004), Eva et al (2006) et Mahamadou et al (2015) ont établi que les principaux facteurs de changement d'occupation du sol autour du Parc transfrontalier du W (Benin, Burkina Faso, Niger) sont l'accroissement démographique et les cultures commerciales.

Aussi, Eva et al. (2006) précisent-ils que l'extension des terres agricoles en Afrique entre 1975 et 2000 s'est fait au détriment des formations forestières pour 55% et des formations végétales naturelles non forestières pour 45%. En ce qui les concerne, Raven et al (2008) précisent qu'une population en croissance rapide a tendance à surexploiter et à réduire les terres arables, les forêts et les autres ressources naturelles d'un pays.

Les évolutions constatées sont aussi confirmées par une étude menée en Tanzanie qui a révélé que les corridors naturels des parcs de Tarangire et de Manyara situés au nord du pays sont menacés par la conversion des écosystèmes en cultures et en pâturages pour le bétail qui crée leur enfermement écologique, en raison de la forte croissance démographique (AFD, 2014).

La fragmentation et la multiplication des classes d'occupation du sol en général et des formations végétales en particulier (Figures 19, 25, 26, 54, 55) ne sont pas des processus nouveaux dans la plaine de la Rusizi où se situe l'aire protégée d'étude. Elles ont été déjà mises en évidence par des études antérieures sur l'occupation du sol et la végétation, même si ces dernières ne les ont pas établies quantitativement (Reekmans, 1980; Nzigidahera, 2008).

En 1980, Reekmans a montré, à partir de l'analyse des photographies aériennes de la plaine de la Rusizi, qu'on est passé de 4 classes d'occupation du sol en 1951 à 7 classes en 1973 en passant par 6 classes en 1962. En 2008, Nzigidahera a mis en évidence la disparition de la forêt dense de basse altitude et de la savane arborée qui a été établie par notre étude.

Comme le révèlent les résultats des Figures 35 à 38, les défrichements culturaux et les feux de brousse constituent les facteurs anthropiques les plus déterminants dans l'évolution de la végétation pour l'ensemble des périodes d'étude. Ils affectent toutes les formations végétales même si les savanes et la forêt à *Hyphaene benguellensis* sont de loin les plus touchées.

Ces résultats confirment les conclusions des études anciennes qui ont montré que les activités agricoles et pastorales dans la plaine de la Rusizi ont engendré une régression du couvert végétal ligneux (Reekmans, 1980 ; Nzigidahera, 2008). Ils confirment aussi l'impact négatif des feux de brousse l'évolution des aires protégées du Burundi (Karimumuryango, 1995).

Les faibles niveaux de stabilité des zones anthropisées (Tableau X, Figure 26), malgré qu'elles soient en forte extension pour certaines classes d'occupation du sol, en l'occurrence les zones brûlées et les zones cultivées, s'expliqueraient par leur grande mobilité spatiale qui fonde stratégiquement l'action frauduleuse des populations ou le contournement des entraves à l'exploitation des ressources comme l'ont révélé d'autres études (Héritier, 2007).

Comme l'a montré Farina (2000), ce sont finalement les processus opposés d'intensification agricole et d'abandon des terres qui influencent profondément la structure, le fonctionnement et l'évolution du Parc de la Rusizi. Cela cadre avec les conclusions des études qui ont prouvé que les activités humaines comme l'agriculture, l'industrie et l'urbanisation constituent le principal déclencheur de la transformation des écosystèmes qui fragmentent, dégradent et éliminent les environnements naturels (Vitousek et al, 1997), même si les facteurs naturels comme le climat favorisent les variations de la couverture végétale (Thompson et al. 1999).

L'inexistence ou l'inadaptation des règles et des outils de gestion ont également contribué à la dégradation du Parc de la Rusizi comme cela a été démontré pour nombre d'aires protégées africaines (UICN-PAPACO, 2012). En effet, l'instabilité des statuts et le manque d'outils de gestion entraînent une navigation à vue et combinent leurs effets au déficit démocratique dans la gestion pour générer et accroître les conflits et les infractions. Ce mode de gestion n'a pas permis de faire du parc une aire protégée saine, performante et durable à travers des actions à long terme et la pérennisation des richesses naturelles (UICN-PAPACO, 2012).

La dégradation du Parc de la Rusizi en général et du secteur Palmeraie en particulier (Figure 24B) résulterait de l'existence d'un nombre élevé d'occupations et d'exploitations agricoles illégales (habitations, cultures) situées principalement dans les sites de Cabiza, Kameme, Mariba, Gasho (Vugizo) et Kagaragara en zone de protection intégrale ; particulièrement autour des plans d'eau (rivière Rusizi, étang Kameme, étang Mariba, étang Kimirabasore).

L'évacuation forcée des populations installées à Gasho, Kagaragara, Vugizo et Cabiza par l'armée et la police ces dernières années ne semble pas être parvenue à enrayer les phénomènes d'exploitation et de dégradation puisque certaines populations continuent à exploiter le parc de l'extérieur, au regard du recul des zones bâties et des dynamiques des zones cultivées et brûlées (Figure 28A, Figure 32A).

Les niveaux relativement élevés de stabilité de la forêt à *Hyphaene benguellensis*, de la savane herbeuse et de la savane arbustive (Figure 26) s'expliqueraient par deux facteurs, à savoir : (1) leur localisation en profondeur de l'aire protégée qui les rendrait moins accessibles aux exploitants que les autres formations végétales et (2) leur exploitation encadrée qui limiterait les sites d'exploitation et leur destruction.

5.1.3. Dynamiques des plans d'eau

5.1.3.1. Evolution climatique et couverture en eau

Les différences interannuelles observées dans le nombre et les caractéristiques spatiales des plans d'eau (Tableaux XI, XVIII ; Figures 39, 40A-B, 41A-B) s'expliquent par la pluviométrie saisonnière cumulée, les antécédents pluviométriques, les températures annuelles des années de référence et les usages socio-économiques qui sont dominés par l'agriculture, l'élevage, la pêche et la fabrication des briques pour les nombreuses constructions d'habitations qui se multiplient en périphérie du parc.

L'analyse de corrélation de rang de Spearman ayant montré l'existence de corrélations positives élevées entre la pluviométrie et les caractéristiques spatiales des plans d'eau (nombre, superficie moyenne, périmètre moyen), on en conclut que l'évolution périodique des plans d'eau (apparition, assèchement partiel, assèchement total, réapparition) est directement et principalement liée aux dynamiques pluviométriques, au-delà du facteur anthropique.

L'existence de corrélations positives élevées entre la pluviométrie saisonnière cumulée et les paramètres spatiaux des plans d'eau montre la pertinence et l'intérêt du concept par rapport à la pluviométrie annuelle. Ces résultats sont confirmés par des études antérieures qui ont établi des liens entre la pluviométrie saisonnière cumulée et les recharges en eau, d'une part (Ntiranyibagira, 2014) et le développement de la végétation, d'autre part (Sarr, 2009).

Ainsi, de par leurs pluviométries excédentaires, les périodes 1984-1990 et 2000-2011 ont connu des conditions climatiques plus favorables au développement des ressources en eau que les périodes 1990-2000 et 2011-2015 qui ont enregistré des pluviométries déficitaires ou en baisse (Figures 82-83). Ce sont ces différences de pluviométrie qui expliqueraient principalement les bilans nets positifs des périodes excédentaires et les bilans nets négatifs des périodes déficitaires susmentionnées (Figure 43).

Les longues sécheresses observées dans la plaine de la Rusizi sont à l'origine de la diminution et du tarissement progressifs des ressources en eau qui ont notamment conduit à une baisse importante du niveau du lac Tanganyika (MINATE, 2007). La hausse annuelle et constante des températures de 0,03°C (Figure 84) aggrave les sécheresses et accroît le stress climatique sur les écosystèmes, les plans d'eau et la faune sauvage de l'aire protégée.

Afin de comprendre les différences annuelles de couverture en eau des cinq années de référence (Tableaux XI, XVIII), il est essentiel d'en comparer les paramètres pluviométriques jugés pertinents, à savoir : (1) la pluviométrie annuelle, la pluviométrie saisonnière cumulée et les antécédents pluviométriques tels que définis dans la méthodologie.

En référence à la pluviométrie saisonnière cumulée, les résultats d'analyses montrent que l'année 1990 a été plus arrosée que l'année 1984 puisqu'elle a enregistré 839 mm contre 742,3 mm. Par ailleurs, l'année 1990 a été précédée par des années humides alors que l'année 1984 a connu des antécédents pluviométriques annuels secs (Figures 82, 83). Les deux facteurs réunis font que l'année 1990 a enregistré des conditions climatiques plus favorables que 1984 et donc, une meilleure couverture en eau ; soit plus de plans d'eau, une plus grande

superficie et un périmètre plus étendu de ceux-ci (Figure 40A, Tableau XVIII), en dépit d'une pluviométrie annuelle inférieure ; soit 836 mm contre 740,3 mm (Tableau XVIII, Figure 82).

Le même type d'analyse montre que l'année 1990 a été mieux arrosée que l'année 2000, avec une pluviométrie saisonnière cumulée de 839 mm contre 727,8 mm. Aussi, a-t-elle bénéficié d'antécédents pluviométriques humides contre des antécédents pluviométriques secs pour l'année 2000 (Figures 82, 83). Les résultats obtenus montrent effectivement que l'année 1990 possède une meilleure couverture en eau que l'année 2000 ; que ce soit en nombre, en étendue et en périmètre de plans d'eau (Figure 40B, Tableau XVIII).

En dépit de cumuls et d'antécédents pluviométriques comparables, les années 1990 et 2011 ont des caractéristiques différentes en eau. La différence remarquable en ce qui concerne l'étendue moyenne et le périmètre moyen des plans d'eau pour un nombre quasi identique de ces derniers (Tableau XVIII) se situerait dans le fait que l'image de 2011 date du mois de juillet alors que celle de 1990 porte sur le mois de juin. Le décalage des dates des images utilisées (Tableau II) expliquerait l'existence de pertes d'eau plus importantes en 2011 qu'en 1990par évaporation de surface, d'autant plus que les températures mesurées en 2011 dépassent celles de 1990 d'environ 0,63°C, du fait de l'augmentation continue des températures moyennes annuelles (Figure 84).

La comparaison des années 2011 et 2015 sur la base des mêmes variables montre que l'année 2011 offre des conditions climatiques plus favorables que 2015 et donc, une meilleure couverture en eau, comme le montrent les résultats d'analyses (Figure 41B, Tableau XVIII).

De manière synthétique, l'année 1984 a été une année excédentaire précédée par des années déficitaires, l'année 1990 une année déficitaire précédée par des années très excédentaires, l'année 2000 une année déficitaire précédée par des années considérablement déficitaires, l'année 2011 une année excédentaire précédée par des années largement excédentaires et l'année 2015 une année déficitaire précédée par des années globalement excédentaires.

Ainsi, en 1990 et en 2011, on voit respectivement apparaître ou réapparaître des plans d'eau qui n'avaient pas été détectés en 1984 et en 2000 (Tableau XI, Figure 39). L'année 2000 étant déficitaire et ayant été précédée par de nombreuses années déficitaires, il n'a été détecté que les plans d'eau d'étendue importante, les petits plans d'eau ayant disparu asséchés, naturellement ou à cause des exploitations agricoles qui ont été particulièrement intensives au cours de la période sèche 1990-2000 (Tableau XI, Figure 39).

Du point de vue thermique, l'année 1990 a été une année « froide » précédée par des années « très froides » et l'année 2000, une année « très froide » précédée par des années « froides » (Figure 85); ce qui en fait en réalité des années à stress thermique et à pouvoir évaporatif de l'air relativement faibles. Par contre, les années 2011 et 2015 ont été des années respectivement « chaude» et « très chaude » qui ont été précédées par des années respectivement « très chaudes » et « chaudes » (Figure 85) ; ce qui en fait en pratique des années à stress thermique et à pouvoir évaporatif de l'air relativement élevés.

Au niveau spatial, on a recensé beaucoup de plans d'eau dispersés à travers tout le parc au cours des années 1984, 1990 et 2011 (Figures 40A, 41A). En 2000 et en 2015 par contre, on n'a enregistré que les grands plans d'eau du secteur Delta qui résistent mieux et plus longtemps aux conditions sèches observées (Figures 40B, 41B). Durant ces années, les taux d'assèchement ont été très importants, même chez les grands plans d'eau (Figures 49, 50, 51). Les variations tamponnées, voire avantageuses de superficie de la rivière Rusizi par rapport aux autres points d'eau (Figures 47, 48, 49) résulteraient à la fois de son grand volume et de son bénéfice de l'effet retardé du déversement des crues générées en amont, du fait des décalages spatio-temporels relativement à la date d'acquisition des images utilisées.

5.1.3.2. Evolution des plans d'eau individuels

Les résultats d'analyses de l'évolution individuelle des plans d'eau pris séparément montrent que les plans d'eau jugés « permanents »selon les critères de permanence et de temporalité définis dans la méthodologie sont en réalité les plus étendus à leur première détection en 1984 et en 1990 (Tableau XI). Ces plans d'eau sont également les plus stables et les plus résistants à l'assèchement d'origine climatique et anthropique (Figure 42, Tableau XII). Il s'agit principalement de la rivière Rusizi et des lagunes Kumuhasa et Kumukaratusi. Ce pouvoir tampon des grandes masses d'eau relativement à la stabilité et à la résistance aux facteurs externes de stress comporte des implications intéressantes en termes d'aménagement.

Comme le montrent les résultats du Tableau XVIII, les superficies et les périmètres les plus importants des plans d'eau ont été obtenus en période de grandes recharges (1990) tandis que les plus faibles l'ont été en période de recharges limitées (2000). Durant les années les plus sèches, de par les niveaux de pluviométrie saisonnière (2000, 2015), seuls les plans d'eau les plus grands, les plus résistants aux conditions sèches et les plus stables ont été identifiés (Tableau XI, Figures 40B, 41B).

En dépit de cumuls pluviométriques saisonniers comparables, l'année 2015 compte plus de plans d'eau que 2000 à cause d'antécédents pluviométriques plus humides; la décennie 1990-2000 ayant été particulièrement sèche (Figures 82, 83).

Les résultats montrent également que la stabilité des plans d'eau est en baisse continue depuis 2000 (Figure 42) et que les plans d'eau les plus petits à une date donnée s'assèchent à des rythmes plus élevés que les grands (Tableau XI ; Figures 47, 48). Ils sont plus sensibles aux facteurs de stress externes tels que l'évaporation de surface et les pressions d'exploitation. C'est le cas des étangs Kideheri et Kibururu (1984-1990), des étangs Kibururu et Kidirigiri (1990-2000), des étangs Kijojo, Mariba, Urwotankware et Kideheri et de la lagune Kumukaratusi (2011-2015) dont les superficies respectives sont relativement faibles en 1984, en 1990 et en 2011 (Tableau XI, Figure 47).

Les périodes 1984-1990 et 2000-2011 ont connu des stabilités importantes des plans d'eau et des bilans positifs qui sont favorables à la conservation de cette zone humide, contrairement aux périodes 1990-2000, 2011-2015 et 1984-2015 (Figures 42, 43). De tels résultats ont été également obtenus dans les régions semi-arides du Ferlo au Sénégal où les mares d'eau temporaires constituent l'écosystème naturel le plus stable (Sarr, 2009).

Les périodes 1990-2000 et 1984-2015 ont été caractérisées par des conversions particulièrement importantes des plans d'eau en d'autres classes d'occupation du sol et des bilans nets largement négatifs (Figure 43). Pour l'ensemble des périodes considérées, les valeurs de stabilités pondérales montrent que les plans d'eau constituent un écosystème proportionnellement plus stable qu'il ne devrait l'être par rapport aux transformations globales qui ont affecté le Parc de la Rusizi, puisqu'elles dépassent 100% (Figure 42).

5.1.3.3. Interactions spatiales des plans d'eau

Les résultats d'analyse des statistiques d'occupation du sol montrent qu'il existe de fortes interactions spatiales entre les plans d'eau et la végétation aquatique, la savane herbeuse à *Phragmites mauritianus*, la forêt à *Hyphaene benguellensis* et les zones cultivées (Figures 44, 45). En périodes humides (1984-1990, 2000-2011), ces classes spécifiques d'occupation du sol sont inondées suite au débordement des cours d'eau (Rusizi, Kajeke, Mpanda) et/ou à la stagnation des eaux de surface dont l'écoulement est ralenti par les faibles pentes du parc qui est situé dans une plaine. En périodes sèches (1990-2000, 2011-2015), elles se développent dans les zones en assèchement ou asséchées qui gardent encore une certaine humidité.

Le drainage agricole des zones humides et l'irrigation, qui ont été particulièrement importants au cours des périodes 1990-2000 et 2011-2015 (Figure 31), constituent la plus grande menace anthropique qui pèse sur les plans d'eau, en l'occurrence sur les lagunes de Gatumba au secteur Delta qui sont les plus exploitées et les plus superficielles, selon les résultats d'entretiens. Cela peut être interprété comme une réponse d'adaptation communautaire au risque climatique comme l'ont montré certains auteurs (Welch, 2005; Dudley et al, 2010).

L'analyse cartographique montre en effet que les cultures illicites se concentrent et se stabilisent autour des plans d'eau (Rusizi, Kumuhasa, Kumukaratusi, Kimirabasore, Kameme, Mariba), particulièrement en saisons et en périodes sèches (Figures 28A-B).

Aussi, la régression des ressources en eau serait-elle l'un des effets des changements climatiques qui sont à l'origine de la diminution des eaux douces, de la salinisation et de l'eutrophisation des lagunes, tout comme de la submersion des zones côtières (Gilles, 2012).

5.1.3.4. Changements périodiques de la couverture en eau

Entre 1984 et 1990, le développement des ressources en eau se justifie d'abord par une pluviométrie excédentaire (Figure 82) qui s'est accompagnée de l'apparition de vastes étangs en 1990 (Gatumba Est, Gatumba Ouest) et d'un bilan global net positif (Tableau XI, Figures 39, 43). L'assèchement partiel de la rivière Rusizi et de la majorité des plans d'eau qui lui sont tributaires (Figures 46, 47, 48) s'explique par l'aménagement d'un barrage d'irrigation sur le cours d'eau au niveau de la sucrerie de Kiliba en RDC. Il s'explique ensuite par l'évacuation des populations intérieures après la création du parc en 1980 qui a contribué à réduire les pressions d'exploitation agropastorale.

De 1990 à 2000, la diminution importante des ressources en eau s'explique d'une part par des conditions climatiques défavorables caractérisées par une pluviométrie déficitaire (Figure 82) qui a été suivie d'une disparition importante de plans d'eau en 2000 et d'un bilan global net négatif (Tableau XI, Figures 39, 43). D'autre part, elle se justifie par une exploitation agricole et pastorale intense des terres et des plans d'eau, suite à une forte concentration de populations à l'intérieur et à proximité de l'aire protégée, notamment à cause de la guerre civile de 1993 qui a produit de nombreux déplacés, surtout dans les localités périurbaines de Gatumba et de Gihanga (PNUD, 1996; Nzigidahera, 2003).

Les pressions d'exploitation agropastorale et le recul des plans d'eau ont été accentués par la distribution de 54% des terres du parc aux populations, au début de l'année 2000. L'abaissement important des eaux du lac Tanganyika en 1994 a notamment contribué à l'assèchement des points d'eau et des lagunes Kumukaratusi et Kumuhasa (Figure 50) par rupture de connectivités (Ntakimazi et al, 1999; Ntakimazi et al, 2000; Nzigidahera, 2008).

Entre 2000 et 2011, l'accroissement des ressources en eau se justifie d'une part par des conditions climatiques favorables caractérisées par une pluviométrie excédentaire (Figure 82) qui s'est accompagnée d'importantes réapparitions et apparitions de plans d'eau en 2011 et d'un bilan global net positif (Tableau XI, Figures 39, 43). D'autre part, il résulte d'une diminution des pressions anthropiques consécutive au rapatriement progressif des déplacés de guerre de 1993, à l'insécurité causée par la présence des bandes armées et au recul conséquent des activités intérieures, qu'elles soient agricoles, pastorales ou de pêche.

De 2011 à 2015, la réduction importante des ressources en eau est liée d'abord à la baisse continue de la pluviométrie depuis 2012 (Figure 82) qui a conduit à l'assèchement des plans d'eau en 2015 et à un bilan global net négatif (Tableau XI, Figures 39, 43). Elle est ensuite due à la reprise et à l'intensification des pressions d'exploitation agricole et pastorale. En effet, non seulement le changement de statut de 2011 n'a pas réussi à faire évacuer les terres distribuées et exploitées depuis 2000, mais il s'est aussi accompagné d'une occupation frauduleuse par des spéculateurs fonciers souvent haut placés et puissants.

Durant la période 1984-2015, en somme, l'importante diminution de la couverture en eau du parc s'explique d'abord par des conditions climatiques peu favorables caractérisées par une pluviométrie cyclique et des températures en augmentation (Figures 82, 84) qui ont conduit à un bilan global net négatif (Figure 43). Elle découle ensuite de l'accroissement considérable des pressions anthropiques; les populations dépendantes du parc ayant augmenté à un taux annuel moyen de 10% et quadruplé entre 1984 et 2015 (Ntiranyibagira et al, 2017). La tendance régressive des ressources en eau confirme les études qui ont déjà établi la réduction du disponible en eau dans la plaine de la Rusizi, le lac Tanganyika et le Parc de la Rusizi suite aux longues sécheresses qui frappent la région (Sinarinzi, 2006; MINATE, 2007).

Les taux d'assèchement des plans d'eau, qui atteignent 54,6%, sont proches de ceux qui ont été observés dans la plupart des pays d'Europe occidentale suite aux travaux d'aménagement du territoire (RECM, 2009). Selon les pays, les taux varient entre 50% et 90% (RECM, 2009).

L'assèchement et la disparition des plans d'eau sont souvent liés aux drainages agricoles de saison sèche pour la riziculture et les cultures vivrières et aux activités de pêche, surtout au secteur Palmeraie (Nzigidahera, 2003 ; Cayate et al, 2015). Ce résultat est confirmé par les conclusions des études qui ont montré que la disparition des petits plans d'eau est fortement liée aux changements d'activités anthropiques et d'occupation du sol (RECM, 2009).

Cet assèchement important des plans d'eau va aussi dans le sens des études récentes qui ont montré que beaucoup de plans d'eau de plaine subissent le phénomène d'atterrissement naturel à une échelle décennale qui s'ajoute aux usages socio-économiques pour expliquer leur dégradation (Oertli et al, 2013). C'est le cas des plans d'eau étudiés qui se forment en majorité dans des dépressions topographiques peu profondes (Nzigidahera, 2003).

Comme l'ont montré de nombreuses études (CDB-RAMSAR, 2007; Triplet, 2009; Gilles, 2012; Oertli et al, 2013; Les amis de la Terre, 2015); de telles évolutions régressives rendent difficile la pérennisation des fonctions écologiques, sociales et économiques des plans d'eau notamment pour la faune sauvage, les migrations internationales d'oiseaux d'eaux douces et l'écotourisme qui sont au centre des enjeux de conservation du Parc de la Rusizi.

5.1.3.5. Caractéristiques physiques et connectivités spatiales des plans d'eau

De par l'étendue relativement importante de la majorité des plans d'eau (≥ 1 ha) (Tableau XI), leur assèchement rapide durant les périodes sèches et leur réapparition facile en cas de pluviométrie favorable, ces derniers peuvent être considérés comme disposant de faibles profondeurs et des volumes d'eau limités, tel que cela a été déjà décrit par Nzigidahera (2008) pour l'étang Kimirabasore notamment; l'un des principaux plans d'eau du Parc de la Rusizi.

Ces caractéristiques physiques justifient à postériori « l'appellation d'étang » choisie pour les qualifier et les nommer et montrent que le facteur climatique est le plus déterminant dans l'évolution des plans d'eau, comme cela a par ailleurs été prouvé par les résultats de l'étude de corrélation de rang de Spearman.

Ce sont les débordements et les assèchements respectifs des plans d'eau liés précisément aux faibles profondeurs des étangs qui expliquent les cas de connectivités hydrologiques qui ont été observés entre certains plans d'eau, à certaines périodes (Tableaux XII, XIII ; Figures 52A, 52B). Il s'agit de phénomènes spatiaux qui affectent les plans d'eau proches, comme l'ont déjà montré certains chercheurs (Oertli et al, 2013).

Les connectivités spatiales qui ont été observées entre 1984 et 1990 et entre 1984 et 2015 résultent des substitutions spatiales induites par deux phénomènes, à savoir : (1) l'apparition d'un plan d'eau dans la zone d'abandon (retrait) d'un autre et (2) l'extension d'un plan d'eau vers la zone de retrait d'un autre (Figures 52A, 52B). Les résultats d'analyse cartographique et statistique montrent que le phénomène revêt une ampleur somme toute limitée, que ce soit en étendue ou en pourcentages. En revanche, il affecte des distances parfois considérables selon les plans d'eau et la topographie du terrain ou les dénivelées (Figure 29B).

L'assèchement avancé des lagunes emblématiques de Kumuhasa et Kumukaratusi (Figure 50) dû notamment à la rupture des connectivités avec le lac Tanganika et la rivière Rusizi qui se sont retirés (Ntakimazi et al, 1999) illustre toute l'importance du phénomène dans la dynamique des plans d'eau du parc. L'absence chronique des espèces de poissons du lac Tanganika dans les prises actuelles de pêche dans les lagunes démontre cette rupture de connectivité qui renforce l'assèchement continu des lagunes déjà fortement menacées par les activités agricoles et le phénomène d'eutrophisation. Ce résultat confirme les conclusions d'une étude qui a montré l'utilité de certaines espèces de poissons en qualité d'indicateurs biologiques des modifications de l'environnement (CAR/ASP, 2014).

5.1.3.6. Dynamiques des plans d'eau et qualité de la conservation

Les résultats d'analyses des indices de structures spatiales de la classe des plans d'eau montrent une adéquation suffisante avec l'évolution périodique de ces derniers et l'efficacité de la conservation. Au cours des périodes 1984-1990 et 2000-2011, l'augmentation du nombre et de la superficie des plans d'eau (Figures 39, 43, Tableau XVIII) se justifie par les processus d'élargissement et de création des taches (Tableau XIV, Figure 54).

En effet, ces périodes ont été caractérisées par de nombreux cas d'apparitions et de réapparitions de plans d'eau antérieurement inexistants ou asséchés et par une stabilité intrinsèque importante des plans d'eau ; soit 75,70% (1984-1990) et 81,59% (2000-2011) (Figure 42).Etant donné le statut de zone humide du parc et le rôle central qu'y jouent les plans d'eau, les processus de transformation spatiale observés ont été favorables à la conservation puisqu'ils ont contribué à améliorer le disponible en eau (Figure 43).

A contrario, la diminution du nombre et de la superficie des plans d'eau qui a marqué les périodes 1990-2000, 2011-2015 et 1984-2015 (Figures 39, 43, Tableau XVIII) découle des processus de suppression et de dissection des taches (Tableau XIV, Figure 54) qui se sont concrétisés par le rétrécissement, la modification et l'assèchement total de plans d'eau précis.

Ces périodes ont connu une faible stabilité intrinsèque des plans d'eau ; soit 50,96% (1990-2000) ; 65,51% (2011-2015) et 42,78% (1984-2015) et des assèchements partiels ou complets de plusieurs plans d'eau (Figures 39, 42, 46). Ces processus ont été défavorables à la conservation étant donné qu'ils ont conduit au recul du disponible en eau (Figure 43). En définitive, les processus d'élargissement et de création des taches ont induit des bilans nets positifs en eau alors que les processus de suppression et de dissection des taches ont engendré des bilans nets négatifs (Figure 43).

Sur le plan climatique, les processus bénéfiques d'élargissement et de création des taches des plans d'eau ont coïncidé avec les périodes d'excédents pluviométriques tandis que les processus dégradatifs de suppression et de dissection des taches sont survenus au cours des périodes de déficits pluviométriques (Figures 82, 83).

Au niveau anthropique, les évolutions positives sont allées de pair avec la réduction des pressions d'utilisations socio-économiques par suppression ou limitation des activités intérieures et inversement. Ce sont les activités communes d'agriculture, d'élevage et de pêche légalement interdites dans l'aire protégée qui sont en effet à l'origine de l'exploitation intensive des plans d'eau, surtout en saison et en périodes sèches (Figures 30, 31).

La prédominance des processus dégradatifs de suppression et de dissection des taches des plans d'eau (Figure 54) dans la dynamique paysagère du Parc de la Rusizi démontre la fragilité élevée des entités hydrologiques qui se manifeste par une diminution continue de la stabilité et des taux d'assèchement naturel importants (Figures 42, 46, 47, 48). Dans le contexte actuel des changements climatiques et d'intensification des pressions d'exploitation anthropique, les plans d'eau sont sérieusement menacés de disparition.

5.2. Indices de structures spatiales et de tendance évolutive

5.2.1. Indices de structures spatiales

L'analyse des résultats du Tableau 14 et des Figures 53 et 54 montre que, dans l'ensemble, les processus dominants qui ont affecté le plus de classes d'occupation du sol sont la création des taches (1984-1990), la création et la suppression des taches (1990-2000), la suppression et la création des taches (2000-2011) et la suppression des taches (2011-2015, 1984-2015). Les processus de création et de suppression des taches touchent toutes les classes d'occupation du sol, à l'exception de la savane herbeuse et des reliques de forêt dense pour la création des taches et des zones brûlées pour la suppression des taches (Figure 54).

La prévalence du processus de suppression des taches de forêt et de savanes est confirmée par une étude qui a été menée en Côte d'Ivoire, en zone de transition savane-forêt (Barima, 2009). En revanche, dans le Parc national transfrontalier du W (Bénin, Burkina, Niger), Maman et al (2011) ont noté un processus de création des taches au niveau des forêts claires.

Selon la nature des classes d'occupation du sol affectées et leur signification spécifique pour la conservation, l'interprétation des processus de transformation spatiale qui sont à l'œuvre doit être différente, en ce sens qu'ils se présentent comme des facteurs favorables ou défavorables à la conservation (Bogaert et al, 2004; Eva et al, 2006; Bamba, 2010).

A titre illustratif, la création et la suppression des taches sont des processus respectivement négatif et positif pour la conservation quand ils affectent les classes anthropisées. Lorsqu'ils s'adressent aux classes de végétation par contre, nous devons en faire une lecture exactement inverse. Les processus fréquents de dissection, de fragmentation et de suppression des taches qui affectent les formations végétales (savanes herbeuse, arborée et arbustive, forêt à *Hyphaene benguellensis*, végétation aquatique) et les plans d'eau (Figure 54) constituent des facteurs décisifs de dégradation de ces habitats et de grandes menaces pour leur biodiversité, en l'occurrence la faune sauvage et les ressources halieutiques, comme l'ont montré d'autres études, dans d'autres environnements (Terborgh, 1974; Tilman et al, 1994; Terborgh 1997).

De ce point de vue et compte tenu des processus de transformation spatiale qui ont affecté les classes spécifiques d'occupation du sol aux différentes périodes d'analyse, nous concluons que les processus enregistrés entre 1984 et 1990, 1990 et 2000, 2000 et 2011, 2011 et 2015 ont été alternativement favorables et défavorables à la conservation.

A l'échelle de toute la période d'étude 1984-2015, ils ont été défavorables à la conservation. Entre 1990 et 2000, par exemple, la majorité des classes d'occupation du sol ont été affectées par des processus négatifs et défavorables à la conservation. En effet, beaucoup de classes de végétation ont été marquées par les processus dégradatifs de suppression, de fragmentation et de dissection des taches pendant que les zones brûlées, dénudées et cultivées connaissaient un processus de création des taches qui est fort préjudiciable à la conservation (Figure 54).

La suppression de la couverture végétale originelle et son remplacement par d'autres types d'occupation du sol, comme c'est le cas au Parc de la Rusizi, est l'un des impacts humains les plus importants sur la biosphère comme l'ont montré certaines études (Bogaert et al, 2008).La fragmentation étant considérée comme un indicateur important de la dégradation du paysage (Groves, 1998) qui touche le milieu forestier de manière particulière (Pereboom, 2006), on en conclut que le Parc de la Rusizi s'est fortement dégradé entre 1984 et 2015 par la perte de son couvert ligneux matérialisée notamment par la fragmentation et la disparition de la savane arborée et des reliques de forêt dense de basse altitude (Figures 25, 27).

Comme l'a révélé une étude menée dans l'environnement sahélien (Maman et al, 2011), les processus de création, de dissection et de suppression des taches qui sont dominants dans les changements qui affectent les formations végétales, seraient dus à l'herbivorie et aux feux. Ce résultat confirme la prédominance de ces processus de transformation spatiale dans l'évolution du Parc de la Rusizi (Figures 53, 54) où les pâturages intenses et répétitifs de bétail et les feux illicites constituent des pressions infractionnelles très préoccupantes.

5.2.2. Dominances des taches de classes et processus spatiaux

L'analyse comparative des indices de structures spatiales des classes d'occupation du sol (Tableau XIV, Figures 53, 54) et des valeurs de dominances des taches de classes (Tableau XV, Figure 55) montre qu'il existe une correspondance remarquable et intéressante entre ces indicateurs de transformation spatiale. Entre 1984 et 1990, la diminution de la dominance chez les zones brûlées s'explique par le processus de dissection des taches tandis que la consolidation des sols dénudés résulte du processus de création des taches. Entre 1990 et 2000, la diminution de la dominance chez la forêt à *Hyphaene benguellensis* et la savane arborée se justifie par les processus respectifs de dissection et de fragmentation des taches. Quant à elle, l'augmentation de la dominance chez les sols dénudés, les zones brûlées et les zones cultivées s'explique par le processus de création des taches.

Entre 2000 et 2011, la diminution de la dominance chez les sols dénudés et les zones brûlées est liée aux processus respectifs de suppression et de fragmentation des taches. L'augmentation de la dominance chez la forêt à *Hyphaene benguellensis* et les plans d'eau se justifie par le processus de création de taches. De 2011 à 2015, la diminution de la dominance chez les plans d'eau s'explique par le processus de suppression des taches. L'augmentation de la dominance chez les zones brûlées et la savane herbeuse résulte des processus de création et d'agrégation des taches. Entre 1984 et 2015, en définitive, la diminution de la dominance chez les plans d'eau et la savane arborée résulte des processus de dissection et de suppression des taches. L'augmentation de la dominance chez les zones cultivées et les zones brûlées s'explique par les processus d'agrégation et de création des taches.

Au-delà des cohérences observées dans l'ensemble, on note cependant des situations spécifiques qui ont des explications particulières. Ainsi, entre 1984 et 1990, l'augmentation de la dominance chez les zones cultivées pour un processus de suppression des taches se justifierait par le maintien des seules parcelles de cultures cotonnières de la COGERCO après l'évacuation des petites exploitations intérieures à la création de l'aire protégée. Entre 1990 et 2000, la diminution de la dominance chez la végétation aquatique pour un processus de création des taches s'expliquerait par l'exploitation agricole des zones humides en cette période sèche qui a fragmenté cette formation végétale en plusieurs îlots. L'augmentation de la dominance des reliques de forêt dense pour un processus de suppression des taches s'expliquerait par un accroissement de la proportion de la plus grande tache dans l'aire résiduelle de cette formation en disparition.

De 2000 à 2011, l'augmentation de la dominance chez la végétation aquatique pour un processus de suppression des taches s'expliquerait par l'individualisation de taches de taille relativement importante dans l'aire résiduelle de cette formation en forte régression. Entre 2011 et 2015, la diminution de la dominance chez la végétation aquatique pour un processus de création de taches s'expliquerait par l'exploitation agricole des zones humides qui a disloqué cette formation végétale en plusieurs fragments isolés, comme entre 1990 et 2000.

La diminution de la dominance des zones cultivées pour un processus d'agrégation des taches s'expliquerait par l'extension agrégative et spéculative des petites exploitations par rapport aux grands blocs agricoles à des fins d'indemnisation eu égard au changement de statut suivi du décret d'évacuation de l'aire protégée en 2011.

L'augmentation de la dominance chez la savane arbustive, la forêt à *Hyphaene benguellensis* et les sols dénudés pour des processus de suppression des taches se justifierait par l'individualisation de taches de taille relativement importante dans les aires résiduelles de ces classes d'occupation du sol en régression dans l'aire protégée.

Entre 1984 et 2015, au final, la diminution de la dominance chez la végétation aquatique pour un processus d'agrégation des taches s'expliquerait par les fragmentations agricoles répétitives des taches de cette formation, indépendamment des extensions en périodes de reprise. L'augmentation de la dominance chez la savane herbeuse pour un processus de dissection de taches se justifierait par les processus dégradatifs intermédiaires qui améliorent généralement la surface relative des grandes taches.

En définitive, par rapport à la situation de référence observée en 1984, on constate une tendance vers la consolidation des principales classes anthropisées (zones cultivées, zones brûlées) en grands blocs assez stables depuis 2000 et une dislocation progressive des formations végétales importantes (savane arbustive, savane arborée) et des plans d'eau. En dépit des menaces et des remaniements spatiaux parfois importants qu'elle subit, la forêt à *Hyphaene benguellensis* reste structurée en blocs. Ces résultats démontrent la tendance dégradatrice importante qui affecte l'évolution du Parc de la Rusizi. Ces évolutions dégradatrices des habitats ont déjà conduit au déclin de certaines populations animales comme les éléphants et les buffles (Nzigidahera, 2003) et les hippopotames (Polisi, 2010).

5.2.3. Indices de tendance et tendances évolutives

Les résultats d'analyses des Tableaux XVI et XVII et de la Figure 56 montrent qu'entre 1984 et 2015, le Parc de la Rusizi a subi des changements profonds et variés qui ont conduit à des tendances évolutives fortement contrastées, tantôt favorables, tantôt défavorables à la conservation. Les périodes à évolutions positives sont 1984-1990 et 2000-2011 et celles à évolutions négatives 1990-2000, 2011-2015 et 1984-2015 (Tableau XVII, Figure 56). Ces périodes sont respectivement caractérisées par des gains et des pertes quantitatifs et qualitatifs de la couverture végétale qui est au cœur des objectifs de conservation.

Les tendances évolutives positives ont été caractérisées par une amplitude faible comparées aux tendances négatives (Tableau XVII, Figure 56). Elles ont été enregistrées grâce aux situations favorables suivantes, à savoir : (1) l'évacuation des populations et des activités intérieures qui est fréquente en Afrique (Neumann, 1998) et (2) l'existence de conditions

climatiques favorables caractérisées par une pluviométrie excédentaire (Figure 82). Ces facteurs favorables ont induit un développement modéré du couvert végétal et entraîné une évolution modérée à tendance positive faible d'indice I_t [(38,6);2D] entre 1984 et 1990 et une évolution forte à tendance positive faible d'indice I_t [(65,24) ; 3D] entre 2000 et 2011.

Les tendances évolutives négatives présentent en revanche une amplitude moyenne à élevée (Tableau XVII, Figure 56). Elles correspondent aux périodes marquées par un accroissement des pressions d'exploitation anthropique et des conditions climatiques défavorables caractérisées par une pluviométrie déficitaire (Figure 82). L'affaiblissement de l'autorité de l'Etat, la chute des financements de la conservation, la baisse de la densité de surveillance et l'occupation anarchique de l'aire protégée consécutifs à la guerre civile de 1993 ont beaucoup contribué à ces évolutions défavorables (PNUD, 1996; MINATE, 1997).

Il est résulté de ces facteurs anthropique et climatique défavorables des régressions importantes du couvert végétal qui ont respectivement conduit à une évolution très forte à tendance négative très forte d'indice I_t [(77,-82); 4a] de 1990 à 2000 et à une évolution forte à tendance négative modérée d'indice I_t [(58,-34); 3c] entre 2011 et 2015.

Entre 1984 et 2015, en définitive, le Parc de la Rusizi a connu une évolution négative ou une dégradation très importante. La régression considérable du couvert végétal causée par de fortes pressions d'exploitation agropastorale et une grande variabilité climatique a engendré une évolution très forte à tendance négative forte d'indice I_t [(77,-64); 4b].

Les résultats des dynamiques paysagères de synthèse (Figure 56) montrent que les processus anthropiques ont des effets plus immédiats et plus importants que les processus naturels dont les effets se manifestent lentement et avec une ampleur faible, à cause des conditions écologiques sévères du parc ; en l'occurrence la fertilité physico-chimique limitée des sols, l'hydromorphie temporaire ou permanente et les faibles niveaux de pluviométrie qui impactent négativement sur la croissance et le développement de la végétation.

Les résultats obtenus montrent que la période la plus dévastatrice pour l'aire protégée a été la décennie 1990-2000 à cause des effets de la guerre civile de 1993. Elle s'est caractérisée par une «évolution très forte à tendance négative très forte, 4a» (Tableau III) ; soit des changements spatiaux sur 77% de la superficie; 91% des changements étant des dégradations et 9% des progressions ; ce qui donne une tendance négative résultante de (- 82%).

En revanche, la période 2000-2011 a été la plus favorable à la conservation. Elle a connu une «évolution forte à tendance positive faible, 3D» (Tableau III), soit des changements spatiaux sur 65% de la superficie ; 62% étant en progression et 38% en dégradation ; ce qui aboutit à une tendance positive résultante de 24%.

On remarque une correspondance frappante entre le statut de conservation et la tendance évolutive du parc. En effet, les progrès dans la conservation ont été réalisés sous le statut de Réserve (1980-1990, 2000-2011) tandis que les reculs l'ont été sous le statut de Parc (1990-2000, 2011-2015), même si les ressources et les méthodes de gestion n'ont pas fondamentalement changé, comme l'ont révélé d'autres études (UICN-PAPACO, 2010).

Deux arguments expliqueraient ce constat, ou mieux, cette coïncidence. Primo, à chaque changement de statut, les rancœurs et les velléités d'occupation ou de réoccupation sont relancées et, avec elles, les débats collectifs et les positionnements individuels pour l'exploitation de l'aire protégée. Secundo, l'idée et la réalité fréquente qu'un parc est plus vaste qu'une réserve le rendent moins surveillé, plus exposé et donc, plus vulnérable. L'avantage comparatif des réserves dans l'efficacité de conservation des écosystèmes et de la biodiversité a été également démontré par une étude menée au Sénégal (Gampika, 2013).

A l'échelle de la période globale 1984-2015, le parc a été remanié sur 77% de son étendue ; 82% étant en dégradation et 18% en progression; soit un bilan négatif résultant de (-64%). Cela correspond à une « évolution très forte à tendance négative forte, 4b » (Tableau III). Ce résultat montre que les objectifs de conservation à moyen et à long terme fixés en 2000 et renouvelés en 2011 n'ont pas été atteints parce que le couvert végétal originel et la couverture végétale du parc se sont dégradés au lieu d'évoluer vers le stade climax (OIBT, 2002).

Les taux élevés de changements périodiques observés contrastent avec les faibles niveaux de transformations spatiales de 14% enregistrés dans les environnements arides et semi-arides peu peuplés du Ferlo (Sénégal) au cours d'une période quasi décennale (Sarr, 2009). Ce résultat confirme les conclusions d'une étude qui prouve que les règles de gestion des aires protégées africaines ne sont plus adaptées car elles ont failli à maintenir la situation originelle (UICN-PAPACO, 2012). De façon générale, l'évolution du Parc de la Rusizi a été déterminée par l'action combinée des pressions d'exploitation dominées par les défrichements culturaux, les feux de brousse et le surpâturage et des conditions climatiques locales.

Sur le plan spatial, les résultats d'analyses cartographiques montrent que le secteur Palmeraie est de loin le plus dégradé (Figures 24A, 28A, 32A) à cause d'intenses pressions d'exploitation anthropiques qu'il subit, dans un contexte d'insécurité récurrente, de faibles densités de surveillance et de quasi-absence d'activités de gestion participative.

L'une des grandes conséquences de la forte dégradation de l'aire protégée est la perte considérable de la biodiversité animale et végétale qui a été mise en évidence par certaines études qui ont montré l'extinction et les menaces d'extinction de certaines espèces par la chasse, la destruction de l'habitat et l'introduction de plantes envahissantes tel que *Lantana camara* (Nzigidahera, 2003, 2008; INECN, 2008; Polisi, 2010; UICN, 2011; INECN, 2012). C'est aussi le réchauffement de la plaine de la Rusizi dû en partie à la destruction importante du couvert végétal servant de puits de carbone (Williams et al, 2008 ; Mbow, 2009).

Les résultats d'analyses des tendances évolutives ont été confirmés qualitativement par les entretiens de terrain avec les acteurs de la conservation et les conclusions d'études partielles antérieures (Ntakimazi et al, 2000; Nzigidahera 2003; UICN, 2011), à l'exception de la période 2000-2011 dont la tendance a été jugée négative, probablement à cause des différences d'échelles spatiales utilisées. Ces résultats confirment également les conclusions de récentes études qui ont établi que les écosystèmes naturels et les aires protégées du Burundi connaissent des dégradations importantes (Bigendako, 2009; Masharabu, 2011).

En comparaison avec la majorité des indicateurs courants basés sur les variations et/ou les transferts de superficies d'occupation du sol (Noyola-Medrano, 2006; Lagabrielle et al, 2007; Koumba, 2010) et les pressions anthropiques ou agricoles (Hartley et al, 2007; Wiersma et al, 2010) qui ont une portée limitée aux classes thématiques ne permettant pas d'établir un bilan général et de juger de l'efficacité des mesures de gestion, l'indice de tendance constitue un indicateur englobant qui donne le bilan évolutif d'une aire protégée sur une période déterminée et dans des conditions socio-économiques et climatiques spécifiques**.**

5.2.4. Processus spatiaux, dynamiques paysagères et tendances évolutives

Comme l'ont déjà montré certains auteurs, l'impact des processus de transformation spatiale (PTS) sur l'évolution d'une aire protégée dépend de la nature des classes d'occupation du sol qu'ils affectent et de leur signification spécifique pour la qualité de la conservation, relativement au statut de l'entité considérée (Achard et al, 1996; Bogaert et al, 2004; Eva et al, 2006; Mbow, 2009; Bamba, 2010).

Un même PTS a généralement des implications différentes selon qu'il affecte une classe de végétation, un plan d'eau ou une classe anthropisée, au regard des objectifs de conservation, tel que cela a été déjà précisé précédemment.

Pour l'ensemble des périodes d'étude, les résultats d'analyses montrent une adéquation importante entre les processus de transformation spatiale, les dynamiques paysagères dominantes et les tendances évolutives de l'aire protégée. En effet, les périodes à évolution négative (1990-2000, 2011-2015, 1984-2015) sont caractérisées par un nombre limité ou une simplification des processus spatiaux alors que les périodes à évolution positive (1984-1990, 2000-2011) sont marquées par une complexification ou une multiplication des processus spatiaux (Figures 53-54), sans que l'explication du phénomène ne puisse être établie.

Entre 1984 et 1990, les PTS qui ont été observés chez la plupart des formations végétales (agrégation, création), les plans d'eau (élargissement) et la classe anthropisée la plus importante que sont les zones cultivées (suppression) ont entraîné un développement appréciable du couvert végétal et des zones humides. La dynamique paysagère prédominante est une densification du couvert végétal qui est marquée par la formation des savanes ou savanisation et la reconstitution des forêts ou reforestation (Tableau XVI, Figures 20B, 56).

Entre 1990 et 2000, les PTS qui ont été rencontrés chez la plupart des formations végétales (suppression, dissection, fragmentation), les plans d'eau (suppression)et les classes anthropisées les plus importantes que constituent les zones cultivées, les zones brûlées et les sols dénudés (création) ont engendré un recul important du couvert végétal et des zones humides. La dynamique paysagère dominante est une ouverture du milieu qui est caractérisée par une anthropisation par désavanisation et déforestation (Tableau XVI, Figures 21B, 56).

De 2000 à 2011, les PTS qui ont été notés chez les formations végétales les plus importantes, à savoir la savane arbustive et la forêt à *Hyphaene benguellensis*(création), les plans d'eau (création) et les classes anthropisées dominantes formées des zones cultivées et des zones brûlées (suppression, fragmentation) ont conduit à une extension du couvert végétal et des zones humides. La dynamique paysagère dominante est une densification du couvert végétal qui est caractérisée par la savanisation et la reforestation (Tableau XVI, Figures 22B, 56).

De 2011 à 2015, les PTS observés chez les formations végétales les plus importantes que sont la savane arbustive et la forêt à *Hyphaene benguellensis* (suppression), les plans d'eau (suppression) et les principales classes anthropisées constituées des zones cultivées et des

zones brûlées(agrégation, création) ont entraîné un recul du couvert végétal et des zones humides. La dynamique paysagère dominante est une ouverture du milieu qui est marquée par une anthropisation par désavanisation et par déforestation (Tableau XVI, Figures 23B, 56).

Entre 1984 et 2015, en définitive, les PTS qui ont affecté la majorité des formations végétales (suppression, dissection), les plans d'eau (dissection) et les classes anthropisées dominantes formées des zones cultivées et des zones brûlées (agrégation, création) ont engendré un recul du couvert végétal et des zones humides. La dynamique paysagère dominante est une ouverture du milieu qui est caractérisée par une anthropisation par désavanisation et par déforestation (Tableau XVI, Figures 24B, 56).

Ces résultats sur la correspondance entre les PTS et les dynamiques paysagères sont confirmés par une étude menée en zone de transition savane-forêt en Côte d'Ivoire (Barima, 2009). Aussi, l'impact négatif des processus de dissection, de fragmentation et de suppression des taches des formations végétales sur l'évolution des couverts végétaux a t-il été déjà confirmé par d'autres études sur la dégradation du milieu forestier (Groves, 1998).

Le développement du couvert végétal étant l'objectif majeur de la conservation à moyen et à long terme, les processus spatiaux et les dynamiques paysagères dominants au cours des périodes 1984-1990 et 2000-2011 ont été favorables à la conservation. Par contre, les processus spatiaux et les dynamiques paysagères dominants durant les périodes 1990-2000,2011-2015 et 1984-2015 y ont été défavorables.

Etant donné que les principales voies par lesquelles l'homme peut altérer le paysage sont la perforation, la dissection, la fragmentation, le rétrécissement et la suppression des taches de végétation (Forman, 1995a), que la fragmentation et la dégradation des habitats sont principalement liées aux activités anthropiques (Fahrig, 2003) et que la fragmentation forestière est la conséquence de la déforestation d'origine anthropique (Broadbent et al, 2008), on en conclut qu'au Parc de la Rusizi où les formations végétales sont périodiquement affectées par les processus de dissection, de fragmentation et de suppression des taches, le facteur humain est largement dominant dans l'évolution de l'aire protégée.

Cette conclusion est aussi attestée par d'autres études qui ont montré que l'un des impacts humains les plus importants sur la biosphère est la suppression de la couverture végétale originale et son remplacement par d'autres types d'occupation du sol (Bogaert et al, 2008).

5.2.5. Changements d'occupation du sol et indices de structures spatiales

La comparaison entre la configuration spatiale des classes d'occupation du sol et les changements d'occupation du sol montre qu'il existe une correspondance remarquable entre les PTS et les dynamiques paysagères (Tableau XIV, Figures 54, 56).

Entre 1984 et 1990, les principales évolutions paysagères qui ont été déterminées de par l'analyse cartographique sont les extensions des savanes (savanisation) et des forêts (reforestation).La savanisation est matérialisée en effet par l'agrégation des taches de la savane arborée et la reforestation par la création des taches de la forêt à *Hyphaene benguellensis* et l'agrégation des taches des reliques de forêt dense. Entre 1990 et 2000, l'évolution paysagère dominante est l'anthropisation qui est caractérisée par la création des taches des zones cultivées, des zones bâties et des sols dénudés.

De 2000 à 2011, les principales évolutions paysagères sont la savanisation et la reforestation qui ont été caractérisées par la création des taches de la savane arbustive et la création des taches de la forêt à *Hyphaene benguellensis*. De 2011 à 2015, l'évolution paysagère dominante est l'anthropisation qui s'est matérialisée par l'agrégation des taches des zones cultivées et la création des taches des zones brûlées.

L'évolution paysagère dominante observée durant la période globale d'étude 1984-2015 est une anthropisation qui s'est matérialisée principalement par l'agrégation des taches des zones cultivées et la création des taches des zones brûlées.

En définitive, on constate que les changements d'occupation du sol et les processus de transformation spatiale dominants chez les formations végétales, les plans d'eau et les zones anthropisées qui ont été enregistrés entre 1984 et 1990, 1990 et 2000, 2000 et 2011, 2011 et 2015 et 1984 et 2015 sont alternativement favorables et défavorables à la conservation.

5.3. Facteurs d'évolution du Parc de la Rusizi

5.3.1. Dynamiques, interactions et menaces périphériques

5.3.1.1. Dynamiques territoriales et interactions périphériques

Les résultats d'analyses des dynamiques territoriales et des interactions périphériques montrent que le Parc de la Rusizi subit des pressions d'exploitation sur une zone d'emprise spatiale d'environ 15 km de rayon (Figures 57A). Cela est en conformité avec les résultats d'autres études qui ont prouvé que les menaces sur les aires protégées peuvent s'étendre sur plusieurs dizaines de kilomètres (Hartley et al, 2007; Landry, 2009; Katembo, 2011).

Aussi, poursuivent les conclusions de ces travaux, les interventions susceptibles de réduire ces pressions dépassent-elles, dans leur application, le cadre de l'aire protégée comme entité territoriale (Landry, 2009; Katembo, 2011). La majorité des localités périphériques ont été créées et/ou se sont démographiquement densifiées entre 1990 et 2000, surtout à la faveur des déplacements de populations liés à la guerre civile de 1993.

Comme le montrent les Figures 59 et 60, les localités naissantes se sont stratégiquement concentrées à l'intérieur et à la périphérie immédiate du Parc de la Rusizi. L'implantation des localités naissantes à moins de 3 km des limites et entre 5 et 10 km de l'aire protégée se justifie par l'accès facile aux ressources naturelles et aux terres, en dehors du rayon 3-5 km déjà occupé par les anciens villages rizicoles 1 à 6 qui datent des années 1968 et du rayon dépassant 10 km qui offre une accessibilité limitée aux ressources.

La densification numérique et le rapprochement spatial des localités périphériques dépendantes du parc se sont accompagnés d'une densification démographique (Figures 61, 62, 63) et de l'accroissement des pressions d'exploitation anthropiques, suite aux migrations internes et aux déplacés de guerre de 1993. Selon Hartley et al (2007), en effet, la densité et la répartition des populations à l'intérieur et à proximité des aires protégées constituent de bons indicateurs des pressions sur les ressources de celles-ci.

L'augmentation des pressions d'exploitation consécutive à la multiplication, au rapprochement spatial et à la densification démographique des localités s'exprime à travers la prolifération des marchés frauduleux, l'augmentation des exploitations frauduleuses et l'épuisement de certaines ressources (Figures 57B, 81).

L'attrait remarquable des centres de Gatumba et de Gihanga pour les migrants internes et externes est lié à leurs positions stratégiques sur ou près des axes routiers dans cette zones-carrefour qui tient lieu de sorte de banlieue de la ville de Bujumbura (Nzigidahera 2003; BCR, 2009). Au-delà des effets indéniables de la guerre civile de 1993, l'essor démographique remarquable des localités périphériques du Parc de la Rusizi est principalement lié aux opportunités commerciales et professionnelles qu'offre son environnement socio-économique.

Le bond spectaculaire de la population de Gatumba entre 1990 et 2000 (Figure 62) et la création de plusieurs quartiers en son sein (Mushasha 1-2, Kinyinya 1-2, Gaharawe 1-2, Muyange1-2) (Figure 57A, Annexe 7) s'explique par l'arrivée massive de nombreux déplacés de la ville de Bujumbura suite à la guerre civile de 1993 et par un taux élevé d'accroissement annuel qui atteint 17,9% pour la Commune Mutimbuzi, la première du pays et 3,2% pour la Commune Gihanga (Figure 63), contre une moyenne nationale de 2,4% (BCR, 2009).

A contrario, la chute de la population du centre entre 2000 et 2011 est liée au rapatriement progressif des déplacés. Les inflexions démographiques observées entre 2000 et 2011 à moins de 1 km du parc et entre 1990 et 2000 dans le rayon 5-10 km découlent justement de ces mouvements de populations dictés par des raisons sécuritaires et économiques (Figure 61).

Le niveau important de la population totale de la commune Gihanga et de la population dépendante du parc (Figure 63), qui est lié à la création d'un nombre élevé de localités périphériques après 2000 (Figures 59, 60), a eu une influence négative sur le secteur Palmeraie qui est le plus exploité et le plus dégradé, de part la forte densité des localités et des marchés d'écoulement des produits d'extraction qui le ceinturent (Figure 57A, 57B) et l'ampleur des exploitations agropastorales illicites qui le caractérisent (Figures 28A, 32A).

Les tendances démographiques observées au niveau spatial sont confirmées par les résultats de recherches qui ont été menées sur la destruction des aires protégées et des couverts forestiers en Afrique (Mogba et al, sd; Bashige, 2004; Guéneau et al, 2004; Bogaert et al, 2008; Kabore, 2010). Comme l'a montré Kabore (2010), les aires protégées africaines agissent sur la distribution spatiale de la population dans leur périphérie par un effet contradictoire d'attraction et de refus de populations. Elles attirent par leurs ressources et repoussent par les déguerpissements et la destruction des cultures et du bétail par la faune sauvage (Kleitz, 1994; Mengue, 2002).

L'impact négatif de l'accroissement démographique et de l'adoption des cultures commerciales constatés au Parc de la Rusizi (Canne à sucre, Coton, Palmier à huile, Riz, Bananes) est également confirmé par les études qui ont montré que ces facteurs constituent les principales forces motrices des changements d'occupation du sol (Dubois et al, 2003; Eva et al. 2003; Eva et al, 2004; Eva et al, 2006).

En Afrique centrale et de l'Ouest où se situent le Burundi et la zone d'étude, Mogba et al. (non daté), Bouko et al. (2007) et Mahamadou et al. (2015) ont montré la menace sévère mais sous-estimée ou méconnue de l'immigration urbaine et rurale sur les forêts et les aires protégées, notamment suite aux tensions et aux crises sociales inhérentes au processus de démocratisation et d'alternance politique, comme au Burundi, au Rwanda et en RDC.

En termes d'interactions socio-économiques avec la périphérie, les résultats d'analyses de la dépendance des localités périphériques au parc mettent en évidence une dépendance de plus de 80% de celles-ci aux ressources les plus variées ; les dépendances agricole, ligneuse et pastorale étant les plus fortes. Ils montrent en outre que la totalité des localités entretiennent des marchés d'écoulement des produits d'extraction ; la grande majorité de ces derniers étant frauduleux et concentrés autour du secteur Palmeraie (Figure 57B).

La forte dépendance des localités périphériques aux ressources naturelles du parc se justifie ou est favorisée par cinq facteurs principaux, à savoir : (1) la ruralité et la pauvreté des localités qui revêtent un caractère agropastoral à plus de 70% (Sindayizeruka, 2000), (2) la démographie galopante et l'amenuisement des terres agricoles (Banderembako, 2006; Pèlerin et al, 2011), (3) l'utilisation à grande échelle du bois-énergie au niveau domestique (BCR, 2009), (4) le manque de sources d'approvisionnement alternatives en bois et (5) l'urbanisation et la demande croissante de ressources qui stimulent un commerce florissant et rentable.

5.3.1.2. Menaces et pressions périphériques

La création et le peuplement rapides des localités périphériques à l'intérieur ou à proximité du parc ont entraîné une triple densification des menaces anthropiques potentielles, à savoir une densification numérique, spatiale et démographique des localités, avec une polarisation démographique de site(Gatumba, Gihanga) (Figure 62) et de rayon (0-1 km, 5-10 km) (Figure 61) et une contingence temporelle forte (1990-2000, 2011-2015) (Figures 59, 61) .

Les résultats d'analyses de la distribution spatiale des pressions réelles d'exploitation anthropique par observations de terrain et entretiens confirment les prévisions du modèle théorique des menaces potentielles fondé sur les critères de proximité géographique, de temps d'accès et de durée journalière de travail en champ. En général, ce sont les localités les plus proches de l'aire protégée ayant des DTA (2TA) faibles ou des DJTC élevées (Figure 58) qui y commettent également le plus d'infractions. Cela est davantage vérifié pour le secteur Palmeraie qui est le plus vaste, le moins surveillé, le plus ceinturé de localités et le moins bénéficiaire des activités de gestion participative et de marchés réguliers.

Les localités particulièrement dommageables se caractérisent aussi par leur dynamisme démographique, l'exigüité des terres familiales héritées des paysannats, le manque de terres ou leur coût élevé de location (Banderembako, 2006; BCR, 2009), la présence de populations expulsées de l'aire protégée à sa création et la sous-traitance; les résultats d'entretiens ayant montré que des patrons-cultivateurs des localités lointaines utilisent souvent la main d'œuvre des localités plus proches quand ils ne se déplacent pas à vélos.

La pratique de la sous-traitance pose évidemment de sérieux problèmes de responsabilité en cas de saisies, d'amendes et de poursuites. L'alternative aux longs déplacements journaliers et à la sous-traitance pour les localités lointaines est l'installation de cabanes de campagne agricole qui disparaissent avec la période des récoltes et réapparaissent au moment des labours et des semis. Il existe donc, en définitive, un gradient de menaces potentielles et de pressions réelles croissantes depuis les limites de l'aire protégée jusqu'aux limites de sa zone d'emprise spatiale périphérique.

Ce sont en effet les localités de Gatumba, Mushasha, Kinyinya, Gaharawe, Muyange et Vugizo au secteur Delta et de Buringa, Gihanga (Villages 1 à 6), Kagwema, Rukaramu, Kagaragara et Cabiza au secteur Palmeraie (Figures 57A, 58) qui commettent le plus d'infractions dans le parc. En dépit de la polyvalence des infractions commises dans le parc pour l'ensemble des localités, on constate que les villages 1 et 5 pratiquent essentiellement la pêche et l'agriculture; le village 4 la chasse et la pêche et les villages 3 et 6, l'agriculture.

La quasi totalité des localités les plus dommageables pour le parc ont des DTA comprises entre 0 et 6 km, des trajets aller-retour (2TA) oscillant entre 0 et 2h et des DJTC de 10h au moins, comme le montrent les résultats de la Figure 58.

Les résultats d'analyses obtenus confirment la pertinence des concepts de DTA, 2TA et DJTC comme des variantes intéressantes et explicites du temps de parcours utilisé pour mesurer les pressions anthropiques sur les aires protégées (Hartley et al, 2007), d'autant plus que le rapprochement spatial des localités répond surtout au besoin d'accès facile aux ressources en général et au bois-énergie et aux terres agricoles en particulier. Au-delà des critères biophysiques et écologiques (Chape et al, 2003; Lockwood et al, 2006), la connaissance des niveaux et de la distribution des menaces sur l'aire protégée est indispensable pour l'adaptation judicieuse des méthodes de conservation (Brooks et al, 2006).

5.3.2. Exploitation encadrée des ressources

5.3.2.1. Modalités et cadres d'exploitations des ressources

En matière d'activités d'intégration publique et de gestion participative, les résultats d'analyses montrent que l'exploitation encadrée des ressources s'est continuellement renforcée et diversifiée, avec une augmentation des effectifs d'exploitants réguliers qui a été bénéfique pour la maîtrise des infractions avant la guerre civile de 1993, malgré l'absence d'études préalables sur les stocks disponibles et la reproductibilité des ressources à exploiter.

Après cette date, le basculement progressif d'une exploitation gratuite et autoconsommée vers une exploitation marchande de plus en plus surtaxée, l'ouverture de marchés réguliers d'écoulement des produits forestiers dans certaines localités périphériques et la prolifération de marchés frauduleux dans d'autres ont favorisé les infractions et la dégradation du parc. Ce résultat confirme l'effet négatif et pervers de la marchandisation de la biodiversité qui a été mis en évidence par une étude menée au Sénégal, dans la Réserve de Biosphère du Delta du Saloum, au sud ouest du pays (Mamadou, 2006). Cet effet induit a été également démontré pour d'autres pays africains où les activités d'exploitation commerciale menacent fortement la préservation des aires protégées, du fait d'une forte démographie (UICN, 1999).

La concentration des exploitations encadrées de ressources et l'importance des recettes du parc en saison sèche (mai-octobre) mises en évidence par les résultats d'analyses se justifient par la concurrence des activités agricoles en saison des pluies, les conditions climatiques et physiques sèches qui favorisent certaines exploitations (sels minéraux, *Phragmites mauritianus,* pêche) et l'importance de la demande des produits sur le marché à cette période.

La plupart des exploitants agréés étant avant tout des agri-éleveurs, ils n'intensifient l'exploitation des ressources qu'après la récolte des cultures et pendant les vacances scolaires des enfants qui interviennent en juin-juillet. Les exploitants des produits d'*Hyphaene benguellensis,* qui sont majoritairement des immigrants, opèrent pratiquement toute l'année, tout comme les femmes ramasseuses de bois mort, même si la chute des feuilles mortes pendantes est davantage favorisée par les averses et les vents violents de la saison pluvieuse.

L'attrait des migrants par les projets et les activités de gestion participative est désormais bien connu. Il a notamment été décrit par Soulé et al. (1999) qui ont montré l'impact négatif de ces derniers sur la dégradation des aires protégées. A cause de la saisonnalité des exploitations et de la demande des produits qui a été déjà prouvée par d'autres études (Ndagijimana, 1999; Ninganza, 2002; Nizigiyimana, 2012), les effectifs des exploitants sont également fluctuants. La saisonnalité des pressions d'exploitation constitue un stress additionnel qui s'ajoute au stress climatique déjà important pour l'ensemble des ressources en exploitation.

L'exploitation autorisée des ressources naturelles étant en réalité « encadrée » par les gardes forestiers pour éviter ou limiter l'exploitation frauduleuse par les exploitants, notamment en ce qui concerne le ramassage de bois mort, l'engagement et l'implication réels des populations intégrées en faveur de la conservation sont en quelque sorte remis en cause. De la même manière, la rareté des cas de dénonciation des délinquants par les exploitants agréés et le personnel local du fait de la corruption, de l'intimidation et de la complicité de voisinage prouve que le partenariat véritable pour la conservation est encore fébrile. De telles situations ont été déjà prouvées pour certains autres pays africains (Binot, 2010).

Dans le même ordre d'idées sur les complicités et les solidarités négatives, on constate que la structuration des exploitants réguliers de ressources en associations a tendance à favoriser les infractions en ce sens qu'elle installe un certain protectionnisme chez les exploitants qui freinent l'entrée d'autres par des droits d'adhésion prohibitifs afin de limiter la concurrence, de s'assurer un revenu minimum et de prévenir la surexploitation des ressources.

La taxation accrue des exploitations encadrées, l'agrément largement limitatif de nouveaux exploitants par les associations et la contractualisation avec des individus et non avec les villages périphériques (Nouidemona, 2004; Granier, 2009) constituent donc des réponses inappropriées parce qu'ils favorisent les exploitations frauduleuses suite aux pertes de revenus ou au manque d'accès au revenu.

Les exploitations encadrées payantes ont induit et légitimé, en quelque sorte, les exploitations frauduleuses qui sont devenues plus lucratives que les premières qui sont, elles, régulées, frappées de taxations et pénalisées dans le revenu net. En effet, les résultats d'entretiens avec les exploitants montrent que les produits frauduleux sont vendus à des prix bas et plus rapidement que les produits taxés. Ils indiquent également que certains exploitants réguliers passent outre les contrats d'exploitation qui ne sont en réalité que des ententes verbales et tacites pour des exploitations frauduleuses parallèles.

5.3.2.2. Taxes d'exploitation, revenus des exploitants et recettes du parc

La comparaison des taxes, des prix des produits et des revenus nets d'exploitation montre que ces paramètres évoluent pratiquement de la même manière jusqu'en 2008 (Figure 70). A partir de l'année 2009, les prix moyens du marché et les revenus nets diminuent pendant que les taxes d'exploitation flambent (Figure 70). Depuis 2009, en effet, le gestionnaire est engagé dans une logique d'augmentation des recettes du parc par la taxation de telle sorte que celles-ci ont connu une grande hausse de 2009 à 2013, année à partir de laquelle elles ont commencé à baisser à cause des préludes de la crise sociopolitique d'avril 2015 (Figure 71).

Ainsi donc, les années 2009 et 2010 ouvrent une ère de déséquilibre financier entre les revenus des exploitants et les recettes du parc; ce qui constitue un tournant décisif dans l'évolution des exploitations et la dynamique de l'aire protégée (Figure 72). L'augmentation rapide des recettes du parc et le déséquilibre financier en défaveur des exploitants dus à une taxation excessive, des prix bas (Figure 70) et des restrictions d'exploitation pour une gestion durable (UICN et al, 1980) encouragent le non payement des taxes, la surexploitation des ressources pour maintenir ou améliorer le revenu et le retour aux exploitations frauduleuses.

En d'autres termes, les exploitants réguliers gagnent de moins en moins d'argent au moment où le parc en gagne de plus en plus. La conséquence contreproductive de ces évolutions inéquitables est une frustration démotivante qui crée les conditions idéales pour les exploitations frauduleuses génératrices de fortes dégradations.

La chute des revenus des exploitants consécutive à la surtaxation des exploitations encadrées contraint certains d'entre eux à retourner aux exploitations frauduleuses ou à combiner les exploitations régulières et frauduleuses, directement ou par personnes interposées.

Cette situation est d'autant plus dommageable pour l'aire protégée que la demande en ressources naturelles ne cesse de croître et que l'offre alternative est faible sur le marché. Elle expliquerait en partie la dégradation accélérée du parc observée entre 2011 et 2015, après une période de reprise entre 2000 et 2011 (Tableau XVII, Figures 23B, 56). L'effet négatif de l'augmentation des taxes et de la chute des revenus sur le renforcement des filières frauduleuses et la dégradation du parc s'est aussi manifesté durant la période 1990-2000 où la chute des budgets (Figures 6, 7) a entraîné une surtaxation de certaines exploitations.

Le rôle souvent consultatif des exploitants au Parc de la Rusizi (UICN, 2011), qui est par ailleurs récurrent dans la gestion de beaucoup d'aires protégées (Laslaz, 2010), ne leur permet pas d'inverser ces tendances car la participation, qui qualifie théoriquement une intervention à tous les stades, y compris dans la chaîne de décision (Borrini-Feyerabend et al, 2000; Binot, 2010; Borrini-Feyerabend et al, 2013), n'est pas encore au rendez-vous.

Comme le décrit bien Laslaz (2010), en effet, la gestion participative ne sert le plus souvent qu'à légitimer les décisions unilatérales des gestionnaires des aires protégées, en parfaites contradiction et rupture avec les principes théoriques de cette approche de gestion décentralisée et démocratique (Borrini-Feyerabend et al, 2000 ; Joliveau, 2001 ; Ribot et al, 2003 ; Bioret et al, 2009 ; Veyret, 2012 ; Borrini-Feyerabend et al, 2013).

Cette situation entraîne la démotivation des exploitants et la diminution de l'offre régulière de ressources sur le marché qui justifient et renforcent à posteriori les exploitations frauduleuses qu'elles amplifient par ailleurs, comme cela a été noté au Sénégal (Nouidemona, 2004).

Le passage d'une logique de gestion participative par des incitations matérielles compatibles avec les objectifs de conservation et d'utilisation durable des ressources à une philosophie d'autofinancement affirmée mais peu maîtrisée constitue donc un échec stratégique qui est destructeur pour la conservation. Et l'analyse détaillée des contributions des types d'exploitations hors tourisme aux recettes du parc démontre bien cet échec.

Ce sont en effet les activités frauduleuses et anormales d'exploitation, en l'occurrence les amendes et la valorisation des saisies qui représentent paradoxalement plus de 60% des recettes du parc. De marginales qu'elles étaient dans la contribution aux recettes jusqu'en 2007, les amendes et saisies sont devenues une véritable manne financière pour le parc entre 2008 et 2015, du fait des infractions en augmentation, de l'abondance et de la finalité

commerciale des produits saisis, surtout dans les localités de Gihanga, Gatumba et Vugizo. Les effectifs d'exploitants réguliers et marchands étant limités et quasi constants en moyenne depuis pratiquement 2000 (Figure 70), l'augmentation progressive des recettes du parc (Figure 71) n'est due qu'aux taxations élevées des exploitations régulières et aux amendes et à la valorisation des saisies résultant des exploitations irrégulières ou frauduleuses.

En termes plus concrets, les résultats des calculs simulés des revenus nets et des effectifs d'exploitants effectués en appliquant les formules respectives [13] et [15], qui ont été confirmés par les exploitants et les gestionnaires, donnent un revenu mensuel annuel moyen de 51.4$US et une chute de revenu des exploitants de 66,3% entre 1987 et 2015 qui situe le revenu systématiquement en dessous de la moyenne générale à partir de 1999 (Figure 70).

Ce revenu est de loin inférieur à ce que gagnent certains exploitants d'autres environnements africains qui réalisent des recettes de 102 à 172 $US/mois, selon les types d'exploitation, dans le cas du Bénin (Ahoudokpo et al, 2007). En ce qui concerne la RDC limitrophe du Burundi et du Parc de la Rusizi, Mena Wa Mena (2007) montre que les activités de gestion participative sont bien appréciées par les populations locales, sans indiquer les niveaux de revenus et les impacts environnementaux réels qu'il reconnaît difficiles à évaluer.

Au Sénégal, Nouidemona (2004) montre que l'exploitation forestière est une activité très rentable et prisée par les populations, comme au Parc de la Rusizi. Selon lui, cet engouement s'expliquerait d'abord du fait qu'elle n'exige pas beaucoup d'investissement.

Ensuite, elle se justifierait par l'écoulement facile des produits dans les ménages et les restaurants villageois, exactement comme au Parc de la Rusizi. Ces facteurs réunis favoriseraient une déforestation accélérée des espaces naturels et des aires protégées.

Le caractère faiblement incitatif des revenus ainsi calculés est confirmé par des recherches qui ont montré que la gestion participative et les mesures indirectes de conservation possèdent un impact dérisoire sur les revenus d'exploitation par rapport aux activités de gestion non durables (UICN et al, 1980; Ferraro et al, 2003; Nicholls, 2004; Binot et al, 2007; Triplet, 2009; Binot, 2010; Bonnin et al, 2012). Malgré les perspectives diverses sur la dimension économique de la conservation initiée au cours des années 1950-2000, Bonnin et al. (2012) ont montré que les résultats de terrain sont limités en ampleur et en bénéfices.

En dehors du tourisme, de la chasse et de la gestion durable des forêts, poursuivent les auteurs (Bonnin et al, 2012), les domaines où les politiques de conservation génèrent réellement des revenus sont particulièrement réduits. Aussi, les aires protégées sont-elles menacées par des intérêts économiques bien plus puissants que ceux des projets de gestion participative, telles que les ressources en bois et en pétrole (Guéneau et al, 2004).

Cela va dans le sens des études qui ont montré que le bilan de l'impact social des approches de gestion participative en Afrique est globalement négatif, tant selon les conservationnistes que les chercheurs en sciences sociales (Rwanyiziri, 2009; Triplet, 2009; Binot, 2010). Peu de programmes africains de conservation de type participatif atteignent en effet les résultats attendus et rencontrent les objectifs affichés sur le développement rural et la gouvernance environnementale locale. En Afrique de l'Ouest notamment, le contrôle des aires protégées fait souvent l'objet de litiges entre l'Etat et les communautés locales (UICN-PACO, 2012).

En dépit de l'augmentation continue des taxes d'exploitation des ressources naturelles, en ajustement à l'inflation croissante du franc burundais par rapport aux devises (Figure 65) et à la demande accrue des produits sur le marché face à une offre limitée, les recettes annuelles totales moyennes du parc ne dépassent guère 1919 $US (Figure 71). Elles demeurent encore trop faibles pour assurer son autofinancement, indépendamment du manque d'autonomie dans la gestion des recettes, d'autant plus que l'écotourisme est faiblement payant et que l'essentiel des recettes d'exploitation des ressources provient d'activités illégales.

Le manque de planification financière qui frappe le parc à l'image de beaucoup d'aires protégées (Landreau, 2012) et les faibles niveaux moyens des recettes d'exploitation des ressources et de l'écotourisme (Figures 71,79), qui sont de surcroît gérées par l'administration centrale, ne permettent pas l'autofinancement du parc et le financement des activités génératrices de revenus, comme c'est le cas de nombre d'aires protégées (Dumoulin, 2005).

Sous sa forme actuelle en définitive, la gestion participative est inefficace et déphasée avec les trois principes du marketing de la conservation que sont : (1) la conservation, (2) l'équité socio-économique à travers l'accès des populations aux ressources et (3) le commerce maximaliste des profits (Koontz, 2008). Ce résultat est confirmé par les gestionnaires qui reconnaissent que son incidence sur la qualité de la conservation est faible, voire invisible.

5.3.2.3. Taxation, revenus d'exploitation et effectifs d'exploitants

L'analyse comparative des effectifs d'exploitants marchands et des taxes d'exploitation montre que les deux variables évoluent en sens inverse (Figure 70). L'existence d'une corrélation négative forte entre les effectifs d'exploitants et le nombre d'infractions confirme l'effet bénéfique des exploitations régulières sur la maîtrise des infractions, par principe.

Elle prouve que la diminution des effectifs d'exploitants induite par la surtaxation et la baisse des revenus engendre une intensification des infractions qui est attestée par la prolifération de produits frauduleux et l'augmentation des recettes d'amendes et saisies perçues par le parc. Ce résultat est confirmé par une étude menée au Sénégal qui a montré que l'insatisfaction des besoins des populations en produits forestiers en mode d'exploitation autorisée entraîne ces dernières dans l'exploitation frauduleuse (Nouidemona, 2004).

A l'inverse, on remarque que les niveaux relativement modérés des taxes d'exploitation de la période 1997-2008 (Figures 64, 70) n'ont pas eu d'impact positif sur les revenus des exploitants (Figures 67, 70), probablement du fait de la distribution d'une grande partie des terres du parc en 2000 qui a diminué la demande en ressources et le prix sur le marché (Figures 66, 70) grâce à un accès plus démocratique aux ressources convoitées et au désintérêt de l'exploitation encadrée pour des produits en mévente, avec une chute des revenus.

Les fluctuations périodiques importantes des exploitants encadrés (Figures 68, 70) et l'augmentation des amendes et saisies sont la preuve de la démotivation des exploitants par la taxation et de l'intensification des exploitations frauduleuses déjà abondantes.

En effet, les résultats d'entretiens montrent que les produits frauduleux sont majoritairement identiques aux produits d'exploitation encadrée (*Phragmites mauritianus*, sels minéraux, *Hyphaene benguellensis*) et que certains exploitants réguliers s'adonnent en même temps à l'exploitation frauduleuse. Ces tendances évolutives conduisent indistinctement à une impasse pour la conservation et l'utilisation durables des ressources naturelles.

Les effectifs d'exploitants réguliers sont faibles jusqu'en 1995 (Figures 68, 70) car l'intégration publique des populations dans la gestion de l'aire protégée est encore à ses débuts. L'évolution normale des effectifs d'exploitants encadrés suit en effet le rythme des autorisations d'exploitation des ressources. Elle se caractérise par une augmentation progressive des effectifs malgré des fluctuations saisonnières et annuelles importantes.

Avant l'année 1995, seuls *Phragmites mauritianus*, le bois mort et les sels minéraux sont régulièrement exploités; la pêche et l'exploitation d'*Hyphaene benguellensis* n'ayant été respectivement autorisées qu'en 1995 et en 1997.

Les résultats d'analyses montrent en outre que les proportions d'exploitants réguliers dans la population périphérique totale dépendante, qui constituent un des indicateurs objectifs du niveau d'intégration publique (Granier, 2009), sont insignifiantes pour enrayer les pressions infractionnelles, d'autant plus que la production encadrée est régulée, faible et saisonnière et que la ressource la plus recherchée qu'est le bois mort est autoconsommée (Figure 69).

L'augmentation continue du ratio entre les exploitants réguliers et les populations dépendantes de 1987 à 1999 suite à l'engouement des populations au démarrage de la gestion participative, au faible niveau de taxation et à la demande intéressante du marché a entraîné une chute remarquable des infractions (Figure 74).

En revanche, la baisse quasi ininterrompue du ratio à partir de 2000 du fait d'une stabilisation des effectifs moyens d'exploitants réguliers et de l'accroissement démographique a créé un déséquilibre croissant entre l'offre autorisée en ressources et la demande périphérique qui a accru les pressions infractionnelles. Ces évolutions mettent en évidence les limites de la gestion participative individualisée pour répondre aux besoins des populations en produits d'autoconsommation qui ont été épinglées par d'autres auteurs favorables aux partenariats de conservation fondés sur des contrats villageois (Nouidemona, 2004; Granier, 2009).

5.3.2.4. Indicateurs et évolution des exploitations spécifiques

Les résultats d'analyses de l'exploitation encadrée des ressources indiquent que ce sont les ressources végétales, animales et minérales qui sont les plus régulièrement et significativement exploitées ; avec une préférence très marquée ou nette pour les ressources végétales qui sont constituées du bois, de *Phragmites mauritianus* et d'*Hyphaene benguellensis* qui intéressent à eux seuls, 84% des exploitants réguliers.

L'effectif d'exploitants de *Phragmites mauritianus* a été relativement important de 1995 à 2008 à cause d'une demande élevée du produit pour les constructions des nombreux ménages de déplacés de guerre de 1993 (Figure 68). Les effectifs d'exploitants de sels minéraux ont été significatifs entre 1995 et 2004, en réponse aux besoins accrus d'alimentation du bétail déplacé en masse avec les populations installées à l'intérieur et autour du parc (Figure 68).

En dépit de l'augmentation remarquable des taxes d'exploitation à partir de 2009 (Figure 64), les effectifs d'exploitants de *Phragmites mauritianus* et de sels minéraux se sont accrus à cause d'une demande importante des produits sur le marché et d'une productivité encore élevée qui assurent des marges bénéficiaires suffisantes. Les revenus relativement élevés d'exploitation de *Phragmites mauritianus* et de sels minéraux sont liés à une disponibilité suffisante des ressources qui se renouvellent facilement, à une production non limitative et à l'augmentation des prix sur le marché qui maintiennent la motivation chez les exploitants.

De part l'effectif élevé des femmes exploitantes qui représentent la grande majorité des exploitants réguliers (Figure 68), le bois mort constitue la ressource la plus prisée du parc, d'autant plus qu'elle est rare et chère sur le marché. La demande croissante de la ressource pour le chauffage domestique et les constructions ont entraîné une déforestation accélérée du parc et une diminution continue du couvert ligneux, surtout durant la décennie 1990-2000.

Ce sont précisément le besoin grandissant en bois de chauffe pour l'autoconsommation des ménages et la rareté de la ressource ligneuse qui maintiennent les femmes exploitantes de bois mort dans l'activité malgré des conditions d'exploitation inéquitables caractérisées par une limitation sévère des prélèvements et un revenu théorique simulé faible (Figure 67). Cette situation partenariale fort inéquitable du « Work for Wood » n'est pas singulière au Parc de la Rusizi. Elle a été démontrée dans certains pays d'Afrique australe, notamment à travers le programme « Work for Wetlands » (Granier, 2009).

La déforestation quasi complète du Parc de la Rusizi et la raréfaction de la ressource ligneuse ont entraîné une exploitation intensive des produits d'*Hyphaene benguellensis* et une surexploitation de la palmeraie, notamment au cours des périodes 1990-2000et 2011-2015, pour satisfaire les besoins croissants en matériaux de construction non durables.

Contrairement aux autres exploitations, les effectifs de pêcheurs sont déterminés plus par la dynamique des plans d'eau et des ressources halieutiques elles-mêmes que par la taxe qui est restée faible et pratiquement constante depuis 2001 (Figure 64). Ils ont particulièrement baissé entre 1996 et 2005 à cause de l'assèchement des plans d'eau (Figure 68). Après 2005, le nombre de pêcheurs a augmenté (Figure 68) en relation avec les bonnes conditions climatiques, notamment pluviométriques (Figures 82, 83).

Face à la diminution drastique des ressources halieutiques consécutive à la surexploitation causée par les méthodes destructrices (produits toxiques, matériel non réglementaire, effort important de pêche) et les infractions massives, surtout au niveau des lagunes, l'activité de pêche recourt de plus en plus à la pratique du repos biologique.

L'exploitation d'*Hyphaene benguellensis* est motivée par le maintien du revenu à un niveau incitatif (Figure 67) justifié par l'augmentation de la demande et des prix sur le marché, l'absence de limitation d'exploitation et la disponibilité d'une main d'œuvre spécialisée, immigrée et quasi-permanente tout au long de l'année.

Le maintien des revenus des exploitants à des niveaux encore acceptables, quoi qu'en diminution étant plus lié à l'augmentation de la demande et des prix des produits en monnaie locale qu'à celle de la production qui est régulée car encadrée, les exploitants ont tendance à surexploiter les ressources en faisant recours, au besoin, aux pratiques frauduleuses qui sont plus rentables malgré les risques qu'elles présentent.

Ainsi donc, la conséquence contreproductive de la surtaxation des exploitations les plus rentables (*Phragmites mauritianus*, sels minéraux, *Hyphaene benguellensis*) et du déséquilibre financier croissant entre le parc et les exploitants (Figure 72) est la diminution continue des revenus mensuels annuels moyens des exploitants agréés (Figure 70) et la multiplication des exploitations frauduleuses qui sont devenues de plus en plus destructrices.

5.3.3. Exploitation frauduleuse des ressources

5.3.3.1. Nature, catalyseurs et impacts des infractions

Selon les résultats de la classification hiérarchisée des infractions, ce sont les coupes de végétaux, les défrichements culturaux, les feux de brousse et le pacage de bétail qui constituent les pressions les plus élevées sur la couverture végétale (Figure 73). L'ampleur des coupes directes de végétaux, des défrichements culturaux et des feux de brousse sur les formations végétales est tellement forte qu'elles se sont beaucoup dégradées (Figure 24B). Ces résultats sont confirmés par les conclusions d'autres études qui ont prouvé que la conversion agricole des aires protégées africaines en général et du Parc de la Rusizi en particulier constitue la plus grande menace sur les ressources (Nindorera et al, 2000; Nzigidahera, 2003 ; Eva et al, 2006; Nzigidahera, 2008 ; UICN, 2011).

Les infractions répondraient principalement aux besoins croissants en ressources d'une population galopante et seraient facilitées ou favorisées par un niveau d'intégration dérisoire (Figure 69) et une densité de surveillance faible qui limite le nombre de patrouilles à caractère dissuasif, d'autant plus que le personnel du parc a diminué depuis 2008 (Figure 9) au moment où celles-ci prenaient de l'ampleur, à en juger par l'importance des amendes et saisies.

Dans les faits, les infractions marquent la contestation ouverte d'une protection décrétée contre les intérêts légitimes et multiséculaires des populations locales. Malgré les intentions et les discours déclarés qui prônent la prise en compte de leurs intérêts dans les pratiques de conservation, ces dernières sont majoritairement dépossédées des droits d'accès et d'usages.

Comme l'ont décrit certaines études menées en Afrique, les populations victimes des expropriations et des déplacements ou voisines des aires protégées, à l'instar de celles du Parc de la Rusizi, se manifestent par diverses activités illicites dont les coupes, les installations, les défrichements et les abattages d'animaux sauvages (Mengue, 2002; Colchester, 2003).

Les résultats d'entretiens montrent que les délinquants sont essentiellement constitués des femmes chefs de ménages, des populations pauvres et sans terres et des jeunes non scolarisés ou déscolarisés sans emplois. Ils confirment la généralisation des infractions comme l'installation des cultures et les feux de brousse à la quasi-totalité de l'aire protégée, comme le révèle l'analyse cartographique (Figures 28A, 32A).

Ces remarques sont confirmées par un certain nombre d'études qui ont montré que la non satisfaction des besoins des populations dépouillées des droits fonciers et d'usages par l'offre autorisée des ressources, à des prix abordables, est l'un des justificatifs de l'exploitation frauduleuse (Cochet, 2001; Nelson et al, 2001; Nouidemona, 2004; Busane, 2006; Manuel et al, 2008; Binot et al, 2007; Binot, 2010), surtout dans les contextes comme celui du Parc de la Rusizi où la dépendance périphérique en ressources protégées est particulièrement forte.

Le retard des indemnisations des populations expulsées à la création du parc, qui constitue un problème courant, sinon généralisé en Afrique et au Burundi depuis l'époque coloniale (Rwanyiziri, 2009) semble avoir conjugué ses effets à l'attribution des terres aux citoyens externes à la communauté en 2000 pour aggraver les pressions infractionnelles déjà favorisées par la forme allongée et excessivement irrégulière de l'aire protégée qui dilue en quelque

sorte l'intérêt de sa grande taille (Chape et al, 2003) et accroît sa vulnérabilité aux menaces périphériques qui sont remarquablement fortes (Figures 57A, 57B, 58).

Avec un coefficient d'asymétrie K_c proche de 3, en effet, la forme très excentrée du Parc de la Rusizi et sa configuration physique en entités géographiquement séparées (Figures 15B) sont des facteurs importants de vulnérabilité qui diminuent la concentration, augmentent l'exposition linéaire aux menaces périphériques par la longueur des frontières et réduisent la connectivité des secteurs. Comme l'ont décrit certains auteurs, cela favorise souvent la chasse et les empiétements agricoles (Andelman et al, 1999; Mengue, 2002; Wiersma et al, 2010).

Comme le montre la Figure 74, les infractions ont connu une tendance baissière entre 1988 et 1993 où elles sont reparties à la hausse à la faveur de la guerre civile qui a fait fondre l'autorité de l'Etat, favorisé l'installation des bandes armées dans les aires protégées du pays et entraîné une concentration excessive des déplacés de guerre à l'intérieur et autour du Parc de la Rusizi, dans des localités anciennes et nouvellement créées.

Avec la crise de 1993, les infractions ont d'abord augmenté entre 1994 et 1996 avant de diminuer ensuite jusqu'en 1998 où elles se sont remises à augmenter pour se stabiliser pratiquement jusqu'en 2007 (Figure 74). En réalité, la baisse des infractions consignées dans les rapports de gestion jusqu'en 2007, année à partir de laquelle elles n'ont plus été enregistrées quantitativement, ne semble pas être conforme aux faits de terrain.

Primo, l'insécurité qui a prévalu dans le parc durant la guerre civile de 1993 à 2006, la faible densité de surveillance ; soit environ 4 gardes pour 10 km² (Figure 12) et les contraintes logistiques n'ont pas permis des patrouilles régulières et le plein constat des infractions. L'exploitation et la dégradation prononcées du secteur Palmeraie prouvées par l'analyse cartographique (Figures 24B, 28A, 32A) et la forte limitation, voire l'absence des exploitations encadrées dans le secteur confirment cette hypothèse.

Secundo, on note une substitution importante des « exploitations marchandes massives mais limitées en nombre» aux « nombreuses exploitations traditionnelles de survie » des ménages avec la commercialisation des produits d'exploitations et la prolifération de marchés « frauduleux ou parallèles» en périphérie de l'aire protégée (Figure 57B).

De telles évolutions ont été dictées par l'augmentation considérable de la demande en ressources pour les besoins de construction, d'énergie et d'élevage d'une population galopante et en urbanisation accélérée.

Tertio, il existe des infractions en grand nombre à partir de la frontière congolaise qui longe l'aire protégée, en l'occurrence au niveau des localités de Kiliba, Kavimvira, Vugizo et Warubondo. Ces infractions sont juste mentionnées qualitativement dans les rapports de gestion étant donné que les délinquants et les produits sont difficilement identifiables.

Malgré l'arrêt des enregistrements chiffrés des infractions depuis 2007, six constats majeurs permettent de confirmer l'hypothèse d'une augmentation des infractions depuis l'année 2008. Il s'agit : (1) des rapports mensuels narratifs de gestion qui font systématiquement état d'une augmentation des infractions, (2) de l'augmentation considérable des recettes d'amendes et saisies depuis 2008, (3) de la demande périphérique croissante en ressources que ne saurait satisfaire une offre limitée, chère et saisonnière, (4) de l'absence de sources d'approvisionnement alternatives en ressources pour une protection renforcée (Ntiranyibagira, 1998), (5) de la prolifération des marchés frauduleux en périphérie du parc et (6) des résultats d'entretiens individuels et en focus groupe avec les parties prenantes dans la conservation.

Le fait que les montants annuels d'amendes et saisies soient en moyenne plus importants après 2007 qu'avant révèle que le nombre d'infractions a augmenté à partir de cette année.La corrélation négative forte entre l'effectif des exploitants encadrés et le nombre d'infractions établie par les analyses statistiques démontre en outre que les diminutions successives et continues des effectifs d'exploitants réguliers marchands depuis 1996 (Figure 70) entraînent une augmentation nette des infractions. En réalité, le nombre d'infractions relevées ne constitue qu'un simple indicateur des pressions d'exploitation périphériques qui sont autrement plus intenses, étant donné la faible densité de surveillance et les innombrables infiltrations à partir de la frontière de la RDC où l'aire protégée n'est pas protégée.

La déforestation et la dégradation du parc sont principalement causées par la consommation croissante de bois par les localités périphériques et les défrichements culturaux. L'accès facile à la ressource à travers l'exploitation frauduleuse révèle l'ampleur du potentiel infractionnel sous-jacent chez les populations non agréées, surtout au secteur Palmeraie où l'exploitation encadrée est inexistante et la surveillance dissuasive faible.

Les sites d'extraction des matériaux de constructions (sables, moellons, briques) dans cette zone en urbanisation accélérée constituent aussi un facteur important de dégradation du parc.

Aujourd'hui, la carence de bois-énergie est tellement criante qu'on recourt aux souches d'arbres abattus depuis longtemps et à l'utilisation des noix d'*Hyphaene benguellensis* comme combustible dans les ménages et les restaurants périphériques. La collecte de bois mort se double d'importantes activités de carbonisation d'essences forestières à l'intérieur et à la périphérie immédiate du parc. Les produits forestiers ligneux à base notamment de *Balanites aegyptiaca* et *Acacia sp* jadis très abondants dans le secteur Palmeraie sont vendus dans la ville de Bujumbura et à l'Est de la RDC à des prix élevés.

L'espèce *Hyphaene benguellensis*, dont tous les organes sont utilisables et exploités à des fins multiples [troncs (imiko), feuilles mortes pendantes (ibikoko), feuilles terminales (imihwazi), noix (amaruru)] est particulièrement menacée, faute de ressources ligneuses de substitution. Elle l'est d'autant plus qu'elle est endémique (Brooks et al, 2006). L'urbanisation croissante et la modernisation de l'habitat villageois en périphérie du parc entraînent la prolifération de fours à briques. Faute de bois disponible, certains fours à briques utilisent déjà les arbres fruitiers domestiques comme les manguiers et les sous-produits de la culture de riz (paille, son) comme dans la localité de Kizina (Figure 57A), près de la rivière Mpanda.

Comme pour les exploitations encadrées, la concentration des infractions en saison sèche est essentiellement dictée par l'arrêt ou la fin des principales activités agricoles concurrentes, de meilleures conditions climatiques et physiques d'exploitation, les vacances scolaires et une situation favorable du marché, notamment pour les matériaux de construction. Les stress climatiques sont ainsi amplifiés par les pressions d'exploitation, dans un faisceau d'exploitations intenses et concurrentielles. Nonobstant cette saisonnalité des infractions, certaines études antérieures ont montré l'existence d'une variabilité spatiale et temporelle importante des infractions (Ndagijimana, 1999; Ninganza, 2002) qui démontre une mobilité opportuniste du fait infractionnel liée à la perméabilité élevée du parc (Nzigidahera, 2003).

La prolifération des fermettes d'élevage à Buringa et à Gihanga, l'installation et l'extension des plantations de canne à sucre par la TBC, la mise en place des plantations de palmiers à huile par des particuliers stratégiquement associés aux populations locales, la présence de nombreuses localités agricoles et la perméabilité du parc liée à l'exploitation du cimetière de Mpanda sont les principaux facteurs de multiplication et d'intensification des infractions.

Comme cela a été démontré par plusieurs études dans le contexte d'une démographie galopante et de pauvreté en milieu tropical, en effet, la promotion de cultures industrielles comme le palmier à huile, le coton, la canne à sucre et le riz et les défrichements culturaux vivriers aggravent la déforestation et la dégradation des aires protégées, notamment par des coupes à blanc et des prélèvements non durables de ressources (Sournia, 1996; Tardif, 1999; Mather et al, 2000; Lambin et al., 2001; Eva et al, 2006; Raven et al, 2008; FAO, 2012). Par ailleurs, la collusion observée entre les populations locales et les personnes nanties qui les emploient comme main d'œuvre dans les plantations licites et illicites a également été établie dans d'autres pays d'Afrique centrale (Binot, 2010).

Deux facteurs additionnels majeurs exposent davantage le parc aux pressions d'exploitation infractionnelle. Il s'agit de : (1) le caractère dérisoire du montant des amendes répressives suite à la dépréciation du franc burundais de 17 fois depuis la loi de 1980 (Figure 65) et (2) la non possession des cartes d'Officiers de Police Judiciaire par le personnel de surveillance pour l'établissement des procès-verbaux de saisies et des dossiers à charge des délinquants. En effet, le montant des amendes transactionnelles, qui variait entre 111 $US et 555 $US à la création du parc en 1980, ne valait plus qu'entre 14 $US et 69 $US en 2000 et entre 10 $US et 40 $US en 2011 quand la nouvelle loi sur les aires protégées a réévalué les amendes en les fixant à des niveaux comparables à ceux de 1980; soit entre 79 $US et 634 $US.

De manière conséquente, des actes frauduleux sont délibérément commis au terme de calculs froidement rationnels qui trouvent avantageuse la valeur des produits par rapport aux pénalités financières correspondantes. Ce caractère modique des amendes a été déjà reconnu et cité par certaines études (UICN, 2011).

Le manque de cartes d'Officiers de Police Judiciaire pourtant prévues parla loi n°1/10 du 30 mai 2011 en faveur des agents assermentés de terrain de l'OBPE et l'absence de formation et d'armement paramilitaires à l'instar des autres pays de la région constituent des facteurs aggravants, d'autant plus que la Police de l'Environnement créée en 2006 n'a connu qu'une existence très éphémère, contrairement au Rwanda où la force de lutte anti-braconnage d'inspiration coloniale belge se maintient et s'est avérée très efficace dans la maîtrise de la chasse illicite dans les parcs nationaux du pays (Rwanyiziri, 2009; Doumenge et al, 2015).

5.3.3.2. Evolution spatio-temporelle des infractions spécifiques

Les résultats d'analyses de l'évolution temporelle et spatiale des infractions spécifiques montrent qu'avant la guerre civile de 1993, les infractions étaient principalement limitées à la coupe de *Phragmites mauritianus*, à la coupe d'arbres et à la pêche dans les lagunes du Delta. La guerre civile a suscité et intensifié toutes sortes d'infractions, notamment les coupes d'herbes et de plantes diverses, les coupes d'arbres, le pacage de bétail, l'extraction de sels minéraux et le braconnage (pêche, chasse, piégeage).

Les défrichements culturaux et les mises en culture massives du Parc de la Rusizi intéressent toutes les localités périphériques identifiées, même si les habitants des localités proches l'envahissent plus directement et facilement, parfois en sous-traitant avec les populations nanties des localités lointaines. Avant la guerre civile de 1993, on constate qu'il n'y a que très peu de cultures à l'intérieur du parc (Figure 28A). Cela confirme les conclusions des études qui ont montré l'impact négatif des conflits sociopolitiques sur l'exploitation anarchique et la dégradation des aires protégées en général (Manuel et al, 2008) et en Afrique centrale en particulier (Besong et al, 1992; Kanyamibwa, 1998; Katembo, 2011).

Les installations de cabanes et de cultures, qui ont pratiquement commencé en 1994 et se sont poursuivies jusqu'à la fin de la guerre civile en 2005-2006, ont davantage affecté le secteur Palmeraie ; ce qui concorde avec les résultats d'analyses cartographique sur l'implantation, l'extension et la stabilité des zones cultivées. Ces derniers indiquent en effet que les zones les plus cultivées sont ceinturées par un nombre important de localités(Figure 57A) qui entourent le secteur Palmeraie connu comme le plus vaste, le moins sécurisé, le moins gardé et le plus exposé et soumis aux pressions agropastorales (Figures 28A, 28B).

La destruction des cultures intérieures au parc ou proches de lui par les animaux sauvages et leur abattage par les populations constituent une interaction spatiale et temporelle remarquable entre l'aire protégée et sa périphérie en matière de gestion des espèces et des habitats. Comme cela a été déjà décrit par certaines études dans plusieurs réserves d'Afrique, l'abattage clandestin d'animaux se justifierait par l'absence de compensations ou de contreparties économiques et financières pour les destructions de cultures, de biens et de vies humaines régulièrement subies (Mengue, 2002; Colchester, 2003; Nouidemona, 2004).

La baisse des infractions à partir de 1988 a été essentiellement due à la diminution des coupes de *Phragmites mauritianus* et d'arbres à la fin des constructions d'urgence pour les populations déplacées suite à la guerre civile de 1993 et à une disponibilité accrue des produits sur le marché. La baisse des coupes de *Phragmites mauritianus* et d'arbres serait due à la déforestation quasi totale du parc, à la distribution d'une grande partie des terres aux populations en 2000 qui a rendu facile l'accès à la ressource ligneuse et aux effets positifs de la gestion participative, au secteur Delta essentiellement.

Les coupes d'herbes et de plantes étaient presque inexistantes au secteur Palmeraie jusqu'en 2007, année à partir de laquelle les fermettes d'élevage de Buringa, peuplées en grande partie du bétail évacué de la ville de Bujumbura en 2005-2006, ont commencé à exercer de fortes pressions d'exploitation sur les ressources végétales. Il s'est développé une exploitation frauduleuse et spéculative de paille pour l'alimentation du bétail à travers un commerce très florissant à la périphérie du parc. En revanche, on assiste dès 1998 à une tendance haussière des coupes d'herbes et de plantes et du pacage de bétail à cause du développement des élevages périurbains et des besoins accrus en paille pour les maisons d'habitation.

L'augmentation sensible du pacage de bétail s'observe à partir de 1999 au secteur Delta. A partir de 2003, le pacage frauduleux s'avère plus important au secteur Palmeraie suite à la multiplication des fermettes d'élevage et à une concentration élevée du bétail. La tradition pastorale des centres de Gihanga et de Buringa fait que l'infraction de pacage de bétail dans le parc y domine, avec des troupeaux de plus en plus nombreux (Nzigidahera, 2003). Le surpâturage et le piétinement modifient l'évolution naturelle de la végétation et favorisent la mise en place d'une pelouse rase, de sols dénudés et de l'érosion à plusieurs endroits.

Les coupes intenses d'*Hyphaene benguellensis* à partir de 1993 ont entraîné un recul considérable de cette formation végétale qui a perdu la moitié de sa superficie durant la décennie 1990 (Figures 19, 25). L'autorisation tardive des exploitations de cette ressource végétale en 1997 semble avoir contribué à cette évolution. L'exploitation intense des pieds d'*Hyphaene benguellensis* et d'anciennes souches d'arbres pour satisfaire les besoins en produits ligneux à usages multiples se justifie notamment par la disparition quasi complète du couvert ligneux induite par les défrichements culturaux et les coupes intenses d'arbres effectués entre 1990 et 2000.

La pêche illicite a diminué d'intensité entre 1988 et 2000, année où elle a atteint son niveau le plus bas à cause de l'assèchement des plans d'eau durant la décennie 1990 (Figures 43, 46). La demande en protéines animales à la périphérie du parc a suscité la reprise de l'activité aussitôt les conditions climatiques redevenues bonnes, particulièrement au secteur Palmeraie qui est doté d'un nombre important de plans d'eau (Figures 40A, 41A), en comparaison avec le secteur Delta qui bénéficie de la pêche dans le lac Tanganyika (Nzigidahera, 2003).

Les extractions minérales ont considérablement augmenté de 1990 à 2000 avant de se réduire progressivement en intensité ; ce qui concorde avec les résultats de l'analyse cartographique en ce qui concerne l'extension des sols dénudés qui ont pratiquement doublé de superficie au cours de cette période (Tableau VII, Figures 19, 25). Ces évolutions s'expliquent par la satisfaction des besoins croissants en aliments de bétail et des besoins en matériaux de constructions liées à l'extension de la ville de Bujumbura et des localités périphériques.

Les feux de brousse ont augmenté d'intensité avec la guerre civile de 1993 et la décennie 1990 à cause des mises en cultures, de la pêche et de l'élevage. En revanche, ils ont baissé d'intensité avec la décennie 2000. Ces résultats concordent avec les résultats d'analyse cartographique en ce qui concerne la dégradation et la reprise de la végétation du parc durant les deux décennies, surtout au secteur Palmeraie qui est le plus touché par les feux criminels (Figure 32A). Au Parc de la Rusizi, les feux constituent un grand facteur de menace car ils sont tous d'origine criminelle. Ils ne sont pas utilisés comme un outil d'aménagement et de gestion des écosystèmes naturels (Eva et al, 2003; Eva et al, 2004; Hardesty et al, 2005).

Comme on le constate, en définitive, il existe une discordance entre les niveaux d'infractions et de dégradation du secteur Palmeraie par rapport aux résultats d'analyses cartographiques. Cette discordance s'explique par l'insécurité persistante, la grande étendue et l'insuffisance du personnel de surveillance qui ne permettent pas le plein constat des infractions qui sont en principe légion au regard des dynamiques démographiques et de la dépendance périphériques.

5.3.3.3. Indicateurs de gestion et dynamiques infractionnelles

Les résultats d'analyses des évolutions comparées de la densité de surveillance et du nombre d'infractions montrent que ces paramètres varient en général en sens inverse (Figure 74). Ce résultat confirme l'argument récurrent des gestionnaires selon lequel un personnel de surveillance renforcé améliore la prévention et la maîtrise des infractions dans l'aire protégée.

Dans la logique protectionniste donc, le recrutement d'unités supplémentaires locales sur les recettes d'exploitation des ressources ou de l'écotourisme constitue effectivement une option intéressante et complémentaire à la gestion participative, pour une conservation durable des aires protégées, comme l'attestent certains auteurs (Granier, 2009; Binot, 2010).

En ce qui concerne la densité infractionnelle, elle a diminué entre 1980 et 2000 où elle a atteint son minimum en 1998 (Figure 74). A partir de 2000, elle a augmenté avec la distribution des terres aux populations et la diminution de la taille de l'aire protégée qui a subi des pressions nouvelles dues aux injustices ressenties, d'autant plus que l'essentiel des attributaires ou acquéreurs des grandes terres étaient étrangers à la communauté.

Après avoir diminué de 1988 à 1999, les pressions d'exploitation infractionnelle ont augmenté pendant la décennie 2000 prouvant ainsi que la distribution des terres aux populations n'a pas réussi à réduire les infractions sur l'aire protégée comme le visaient les objectifs du décret n°007/100 du 25 janvier 2000, en réponse à certaines spéculations.

La Figure 74 montre qu'entre 1988 et 1999, l'augmentation de la densité de surveillance s'est accompagnée d'une diminution de la densité infractionnelle. Après 1999, l'effet d'une amélioration de la densité de surveillance sur la densité infractionnelle n'est pas évident.

Au fur et à mesure que la densité de surveillance s'accroît, la densité infractionnelle augmente avant de se stabiliser. Cette apparente contradiction pourrait s'expliquer par le fait que le constat des infractions serait meilleur sur une superficie plus limitée puisque l'étendue de l'aire protégée est passée de 13 000 ha en 1980 à 5 932 ha en 2000.

La densité infractionnelle est donc un indicateur plus pertinent que le nombre absolu d'infractions pour appréhender correctement l'intensité des pressions d'exploitation anthropique qui pèsent sur une aire protégée donnée.

5.3.4. Exploitation et gestion écotouristiques

5.3.4.1. Tarifs et fréquentation touristiques

Les résultats d'analyse montrent que la fréquentation touristique suit une évolution en dents de scie (Figures 75, 76) qui s'explique plus par les situations sociopolitiques et sécuritaires que par les tarifs touristiques. En effet, avec un tarif moyen de 2,95 $US par touriste, les droits d'entrée demeurent insignifiants (Figure 77) comparés à ceux des pays de la sous-région est-africaine où les frais de vision atteignent parfois plusieurs centaines de dollars

américains, sans compter les dépenses connexes liées au séjour (Rwanyiziri, 2009; Doumenge et al, 2015). La baisse des tarifs touristiques décidée en temps de crise pour stimuler le tourisme, notamment au lendemain de la guerre civile en 1993, s'est avérée inefficace sur le développement du secteur car les tarifs sont encore trop faibles pour influencer la fréquentation touristique qui ne dépasse guère 1 683 touristes/an, en moyenne ; un chiffre qui est assez proche des estimations antérieures établies à 1 500 touristes (UICN, 2011).

La preuve en est que les effectifs les plus importants de touristes ont été enregistrés en temps de paix et de stabilité (1988-1993, 2005-2013) et les effectifs les plus faibles en périodes de guerre civile (1994-2004) et/ou d'embargo économique (1996-1999) (Figures 75, 76), à cause du départ des expatriés et de l'insécurité qui a prévalu dans les aires protégées souvent transformées en champs de conflits armés. Dans la même logique, la tendance négative de la fréquentation touristique observée à partir de l'année 2013 s'explique par l'apparition des signes précurseurs de la crise sociopolitique qui frappe le pays depuis le mois d'avril 2015.

En réalité, les fortes variations des tarifs touristiques en $US (Figure 77) sont dues aux effets de la dévaluation du franc burundais (Figure 65) qui constitue la monnaie de tarification et de payement des droits d'entrée utilisée jusqu'à une date récente, même pour les étrangers.

Au niveau de la fréquentation touristique, le Parc de la Rusizi constitue l'unique aire protégée du Burundi où aucune rupture de fréquentation n'a été constatée depuis le début du tourisme dans les aires protégées et les effectifs record enregistrés en 1992 et en 1993. L'analyse statistique des effectifs de touristes montre qu'en termes de nationalité, les touristes sont majoritairement étrangers alors qu'en termes de provenance, ils sont résidents.

La différence entre les effectifs de touristes étrangers et nationaux est plus importante en période de stabilité sociopolitique qu'en période de crise, ce qui s'explique par le départ des expatriés en période de turbulence politique précisément. En revanche, la variabilité interannuelle des effectifs de touristes nationaux est relativement faible, comparée à celle des touristes étrangers, même si on observe un relâchement touristique en période de crise (Figure 75). De façon générale, les tendances générales de la fréquentation touristique sont similaires si on compare les évolutions par nationalités et par provenances (Figures 75, 76).

En définitive donc, le tourisme au Parc de la Rusizi est fondamentalement étranger de par la nationalité de la majorité des touristes. Sinon, il se trouve être national ou local de par leur provenance. Bien plus, les touristes étrangers, qu'ils soient étrangers ou burundais de nationalité, viennent au Burundi dans des missions officielles, commerciales, d'expertise et de recherches ou pour les visites familiales pour les membres de la diaspora burundaise.

Ils ne font du tourisme au parc que de manière secondaire et occasionnelle, souvent en compagnie d'amis ou de connaissances de la place qui ne payent généralement pas les droits d'entrée. Ainsi, en référence à la définition du touriste par la Banque Mondiale, il n'y a pratiquement pas de tourisme au Burundi en général et au Parc de la Rusizi en particulier.

A l'instar des pays de la sous-région, le tourisme de vision est fondamentalement basé sur l'observation de la faune sauvage (Colchester, 2003), en l'occurrence celle des hippopotames (*Hippopotamus amphibius*), des crocodiles (*Crocodilus niloticus*) et des oiseaux migrateurs de diverses espèces dont les populations sont en diminution à cause de la destruction des habitats, de la réduction des pâturages et de la détérioration des conditions climatiques, comme l'ont montré certaines études (Nzigidahera, 2003; Polisi, 2010). En cela, la dégradation actuelle de l'aire protégée constitue une sérieuse menace pour l'écotourisme.

5.3.4.2. Recettes touristiques et retombées socio-économiques

Les résultats d'analyses montrent que les recettes touristiques annuelles demeurent encore dérisoires à cause du faible niveau de fréquentation touristique, des tarifs d'entrée insignifiants et des sous-recouvrements touristiques récurrents (Figures 78, 79, 80).

Le faible taux de recouvrement touristique de 41% et l'important manque à gagner annuel moyen de 1 919 $US pour l'ensemble des touristes (Figure 80) y constituent une limitation sérieuse des performances financières touristiques, en comparaison avec celles des structures techniques des pays de la sous-région comme le Rwanda, la Tanzanie, le Kenya et l'Ouganda (Rwanyiziri, 2009; UICN, 2014; Doumenge et al, 2015).

L'augmentation des recettes touristiques observée depuis 2005 (Figures 78, 79) est due à la majoration progressive des redevances touristiques qui s'est accentuée en 2009 (Figure 77), puisque les effectifs de touristes n'ont fait que diminuer après cette date (Figures 75, 76).

L'absence de corrélation entre les recettes touristiques et l'effectif de touristes et le faible taux de recouvrement confirment l'hypothèse d'un sous payement structurel des droits d'entrée qui est attestée par les résultats d'entretiens avec le personnel du parc. Cette situation se justifie par de nombreuses visites scolaires et académiques gratuites, des payements non tarifaires, des exonérations complaisantes de payement et des non enregistrements de payements.

Les anomalies négatives ou sous-payements observés seraient dictées par un souci de promotion touristique au démarrage (1988-1994) et à la reprise de l'activité touristique en 2008, après une phase de dormance touristique et par la gabegie administrative (Figure 80). L'anomalie positive s'expliquerait par des surtaxations spéculatives de touristes non ou peu informés sur les tarifs touristiques actualisés, d'autant plus que ces derniers sont encore trop faibles pour impacter significativement sur le portefeuille de ces derniers (Figure 80).

L'accroissement inconsidéré et parfois injustifié d'effectifs touristiques non payants et le faible niveau de recouvrement des droits d'entrée constituent un problème récurrent qui fragilise la trésorerie du parc et réduit ses capacités d'autofinancement, étant donné que le recouvrement intégral ne se fait qu'en temps de crise quand la fréquentation et les tarifs touristiques sont malheureusement à leurs plus bas niveaux (Figures 75, 76, 77, 80).

Aussi, l'existence d'un tourisme illégal par des opérateurs privés et le manque de coordination nationale qui génère des chevauchements entre l'Office Burundais pour la Protection de l'Environnement et l'Office National du Tourisme par qui les touristes et les délégations étrangers passent, ne manquent-ils pas d'incidence négative sur le développement du secteur.

L'effet hautement bénéfique de l'offre touristique de Pirogue et de Vélo Tout Terrain (VTT) sur les recettes touristiques depuis 2010 met en évidence l'énorme potentiel touristique de l'aire protégée (Figure 79). Il démontre que l'activité touristique souffre en réalité du manque d'aménagements et d'infrastructures touristiques compétitifs, de guides touristiques bien formés, de marketing touristique et d'une politique adaptée de planification et de tarification.

En définitive, le faible niveau des recettes touristiques et d'exploitation des ressources, qui ne dépassent pas respectivement 4 636 $US et 1 919 $US ; soit 71% et 29% du total des recettes et le poids relativement important des recettes d'exploitations illicites dans les recettes non touristiques (61%), montrent que la gestion participative du parc revêt des limites sérieuses qui ne lui permettent pas d'impulser une dynamique d'autofinancement, ni d'engranger des retombées socio-économiques significatives pour une gestion durable de l'aire protégée.

Effectivement, comme l'a précisé une étude récente sur l'efficacité de gestion des aires protégées du Burundi, les retombées socio-économiques de l'exploitation touristique et non touristique du Parc de la Rusizi sont anecdotiques (UICN, 2011).

Ce résultat est confirmé par les conclusions de certaines études qui ont montré que la plupart des communautés locales impliquées dans des projets d'écotourisme ne percevraient qu'une faible part des bénéfices dégagés et ne dépendraient que d'autres activités parfois très prédatrices pour leur subsistance (Oates, 1999; Nicholls, 2004; Dumoulin, 2005; Aubertin et al, 2008; Doumenge et al, 2015).

La contrainte du faible niveau des recettes touristiques et non touristiques est accentuée par la rétrocession de l'essentiel des recettes à l'administration centrale pour son fonctionnement courant. Elle ne permet pas à l'aire protégée de financer des activités génératrices de revenus ou de créer des emplois locaux en faveur des populations locales comme modes de gestion participative (Granier, 2009).

Cette faiblesse financière, qui est l'une des principales causes d'inefficacité des politiques de conservation en Afrique centrale (Guéneau et al, 2004) consécutives au manque de planification financière (Landreau, 2012) et aux défis structurels, stratégiques et opérationnels du tourisme mus par des intérêts contradictoires (Tardif et al, sd), est néanmoins commune à nombre d'aires protégées du monde (Dumoulin, 2005).

5.3.5. Perception de l'exploitation et de l'évolution des ressources

Les entretiens de validation des résultats de calculs simulés sur les revenus, les taxes, les prix et la concurrence frauduleuse montrent que toutes les catégories d'exploitants jugent que les revenus sont faibles et en diminution (Figure 81). Selon les ressources et les exploitants considérés, la baisse de revenu est due soit à : (1) une taxation importante, (2) une faible disponibilité des ressources, (3) une production limitée, (4) la fraude qui accroît l'offre et fait chuter les prix et (5) la combinaison de deux ou plusieurs de ces paramètres (Figure 81).

Les ressources jugées les plus menacées et les moins disponibles sont le bois mort, les ressources halieutiques et les sels minéraux. Les ressources jugées encore disponibles et suffisantes sont *Phragmites mauritianus et Hyphaene benguellensis*. Toutes les ressources sont frappées d'une taxation moyenne à élevée et soumises à une exploitation frauduleuse élevée comme le montrent les résultats de la Figure 81.

Ces résultats sont partiellement confirmés par les études antérieures qui ont montré que les ressources les plus exploitées et les plus menacées sont les poissons, les phragmites et le bois de chauffe (Sindayizeruka, 2000; Nzigidahera, 2003; Polisi, 2010).

5.3.6. Evolution des conditions climatiques

Le caractère cyclique de la pluviométrie annuelle d'une périodicité quasi décennale et l'augmentation continue des températures mis en évidence par les résultats des Figures 81 et 83 sont confirmés par les études antérieures sur la plaine de la Rusizi qui ont démontré l'existence d'une forte variabilité du régime pluviométrique et un allongement progressif de la saison sèche (Sinarinzi, 2006; MINATE, 2007). Les mêmes études indiquent une augmentation de la fréquence des inondations et des sécheresses dans la région de l'Imbo et la plaine de la Rusizi; comme cela s'est produit respectivement en 1984, 1997 et 2014; ce qui est le cas dans la majorité des zones semi-arides et arides (IPCC, 2007).

La moyenne pluviométrique obtenue de 779 mm/an cadre bien avec la moyenne caractéristique de la région qui est généralement inférieure à 900 mm/an (Nzigidahera, 2003; Sinarinzi, 2006). Les résultats de la Figure 83 sur les indices pluviométriques standardisés montrent que la pluviométrie de la période 1981 à 2015 s'est caractérisée par une alternance de cycles d'excédents et de déficits pluviométriques par rapport à la moyenne générale de 779 mm, avec une tendance affichée vers des conditions de plus en plus sèches, en référence aux critères de classification de certaines études (Mc Kee et al, 1993; N'guessan, 2014).

L'analyse des indices pluviométriques et des moyennes décennales montre que les décennies 1981-1990, 1991-2000 et 2001-2010 ont été alternativement excédentaire et déficitaire. La cyclicité de l'évolution pluviométrique accrédite l'hypothèse d'un déficit pour la décennie 2011-2020 qui s'amorce avec la chute de la pluviométrie depuis 2011. L'augmentation de la fréquence d'années sèches est aggravée par des augmentations annuelles de températures de 0,029°C qui correspond au coefficient angulaire de la droite de régression linéaire (Figure 84); soit une hausse d'environ 0,30°C par décennie déjà avancée par Sinarinzi (2006).

La combinaison des statuts pluviométrique et thermique montre que les périodes d'étude 1984-1990, 1990-2000, 2000-2011 et 2011-2015 ont été caractérisées par des conditions climatiques alternativement favorables et défavorables à l'évolution positive souhaitée pour le Parc national de la Rusizi (Tableau XVII, Figure 56).

Le facteur thermique constitue une contrainte climatique supplémentaire puisque les augmentations annuelles de températures accentuent les stress déjà causés par une pluviométrie régulièrement déficitaire et la saisonnalité des exploitations.

Selon Soubeyroux et al (2012), l'une des conséquences du réchauffement climatique est l'augmentation de la fréquence des feux, l'accroissement du taux de minéralisation des matières organiques, l'accélération des cycles biogéochimiques et l'assèchement des plans d'eau qui libèrent rapidement le stock de CO_2 des puits de carbone (sols, plans d'eau) et accentuent le phénomène climatique. Au Parc de la Rusizi, effectivement, les résultats d'analyses des infractions montrent que la fréquence des feux a été la plus importante au cours de la décennie 1991-2000 qui est la plus sèche (Figures 81, 82). C'est au cours de cette période aussi que l'assèchement des plans d'eau a été le plus sévère (Figures 46, 49, 50, 51).

Bien que la connexion entre le climat, la météorologie et la biodiversité soit encore faible (Dandin, 2012), des études ont montré que les aires protégées isolées comme le Parc de la Rusizi sont fragiles au changement climatique de part les menaces qu'il fait peser sur les habitats et les espèces (Walker et al, 1999; IPCC, 2007; Dudley et al, 2010).

Comme l'a montré l'IPCC (2007), la variabilité climatique observée dans cette zone semi-aride pourrait multiplier les risques d'inondations, de sécheresses et de feux et accroître conséquemment les menaces sur les habitats naturels et la biodiversité tel que cela a été déjà décrit pour les écosystèmes terrestres du Burundi (Nzigidahera, 2006).

CHAPITRE 6. CONCLUSION GENERALE ET PERSPECTIVES

6.1. Conclusion générale

L'étude de l'évolution historique des dynamiques d'occupation du sol, des tendances évolutives et des facteurs d'évolution du Parc national périurbain de la Rusizi, qui constitue l'une des aires protégées les plus vastes, les plus anciennes et les plus menacées du Burundi, est une contribution importante aux efforts de production de connaissances et des données de base pour la planification et la gestion adaptative des aires protégées qui répond, de surcroît, à un certain nombre de questions d'intérêt théorique et pratique qui se posent aux gestionnaires des aires protégées au Burundi, en Afrique et dans le monde.

L'objectif principal assumé et poursuivi dès le départ par l'étude était « d'identifier, de caractériser et d'expliquer les dynamiques d'occupation sol et les tendances évolutives du Parc national de la Rusizi de 1980 à 2015 », en relation avec les évolutions conceptuelles, législatives et pratiques en matière de conservation, les objectifs de conservation, les activités de gestion participative initiées dans la mouvance de la stratégie mondiale de la conservation des années 1980 et les pressions d'exploitation anthropiques périphériques.

De façon plus précise et à travers ses objectifs spécifiques, l'étude visait à analyser la nature, les processus, l'ampleur et le bilan des transformations spatiales subies par le Parc de la Rusizi dans sa globalité, ses repères historiques et ses régimes successifs de conservation ; le tout étant enrobé dans une dynamique d'interactions socio-économiques spatialisées, diversifiées et étendues, sous l'influence combinée de facteurs naturels et anthropiques.

L'étude s'est théoriquement nourrie de l'analyse critique des évolutions conceptuelles, méthodologiques et pratiques dans le domaine complexe de la conservation qui ont été épinglées en profondeur dans le cadre général de l'étude. Cette analyse a montré qu'il existe encore pour le cas de l'Afrique, du Burundi et du Parc de la Rusizi, des décalages multiformes et aigus entre la rhétorique officielle déployée et les pratiques réelles de terrain.

Elle nous a en l'occurrence permis de relever la persistance dommageable de la vision biocentrée, centralisée, dirigiste et coercitive de la conservation, de la dépendance financière extérieure, du faible investissement national dans la conservation, de la mauvaise gestion du personnel, du manque de données de base, d'outils et d'indicateurs pour la planification et la gestion, des déficits démocratiques dans la gestion participative, de l'inégale répartition des bénéfices de la conservation et de l'amplification des pressions d'exploitation anthropiques.

La méthodologie que nous avons mise en œuvre pour mener à bien l'étude s'est d'abord basée sur l'exploitation des images satellitaires Landsat comme porte d'entrée avant de s'appuyer ensuite sur l'analyse des données socio-économiques et climatiques de la zone d'étude, l'analyse des données périodiques de gestion du Parc de la Rusizi, les entretiens en focus groupe et en individuel et les mesures et observations directes de terrain.

Dans notre démarche méthodologique, nous nous sommes servi du modèle d'analyse écosystémique DPSIR de l'Agence Européenne de l'Environnement articulé sur « les forces motrices », « les pressions », « les états », « les réponses » et « les impacts » et de l'approche de triangulation des méthodes, des techniques et des résultats pour la validation de ces derniers, à travers une démarche déductive de nature systématiquement démonstrative.

A la lumière des résultats obtenus, un certain nombre de conclusions intéressantes ont pu être tirées sur les trois aspects majeurs de l'étude, à savoir les dynamiques d'occupation du sol et des plans d'eau, les processus spatiaux et les tendances évolutives périodiques et les facteurs à l'origine des évolutions constatées. Parallèlement, l'étude a permis de relever les limites de certains résultats de par la méthodologie utilisée et de susciter de nouvelles pistes de réflexion et de recherches au regard des questions intéressantes soulevées par l'analyse des résultats.

En termes de dynamiques d'occupation du sol et de tendances évolutives, les résultats obtenus montrent des évolutions en dents de scie qui se sont avérées positives, avec une ampleur limitée, sous les statuts de « Réserve » et négatives, avec une ampleur élevée, sous les statuts de « Parc » même si les méthodes de gestion n'ont pas fondamentalement changé.

En définitive, ils indiquent une dégradation très poussée de l'aire protégée depuis sa création en 1980 sans être dotées de limites physiques précises, sans indemnisation et ni relogement préalables des populations expulsées et sans objectifs ni plans de gestion définis. Ainsi, de 1984 à 2015, le Parc de la Rusizi a subi « une évolution très forte (4) » à « tendance négative forte (b) » d'indice de tendance 4b qui traduit une forte dégradation quantitative et qualitative.

Les évolutions négatives s'observent en périodes d'occupation et d'exploitation anarchiques et de conditions climatiques défavorables marquées par une pluviométrie déficitaire, dans un contexte d'augmentation annuelle continue des températures. Elles se caractérisent par une régression quantitative et qualitative du couvert végétal, un recul des plans d'eau et une extension des zones anthropisées dominées par les zones cultivées et les zones brûlées.

A contrario, les évolutions positives apparaissent en temps d'évacuations des populations et des exploitations et de conditions climatiques favorables caractérisées par une pluviométrie excédentaire. Elles se manifestent par un développement quantitatif et qualitatif du couvert végétal, une extension des plans d'eau et un recul des zones anthropisées, en particulier des zones cultivées. Ces résultats confirment l'hypothèse centrale de l'étude sur la dégradation générale de l'aire protégée et la non-atteinte des objectifs de conservation depuis 1980.

Les résultats d'analyses montrent que les évolutions observées découlent de six processus de transformation spatiale du paysage du Parc de la Rusizi qui sont largement dominés par les processus radicaux et opposés de création et de suppression des taches. Le nombre élevé et le contraste des processus de transformation spatiale observés par rapport aux dix géométries qui sont théoriquement possibles entraînent des remaniements profonds, étendus et rapprochés de l'aire protégée qui sont peu favorables aux évolutions souhaitées à terme.

En effet, ces processus ont conduit, in fine, à la régression du couvert végétal qui se manifeste par les dynamiques paysagères de déforestation et de désavanisation, la diminution de la dominance des grandes taches des classes d'occupation du sol et l'individualisation d'îlots végétaux entrecoupés de blocs de zones anthropisées de plus en plus consolidés et stables.

Les successions d'apparitions, de disparitions et de modifications de la végétation sur des intervalles de temps relativement courts ne favorisent guère une évolution générale intéressante favorable à la conservation, à moyen et à long terme, à cause des remaniements incessants et contrastés des couverts végétaux qui sont régulièrement détruits et modifiés par les feux, le surpâturage, les défrichements culturaux et les coupes peu ou non régénératives.

Les résultats révèlent également une grande cohérence entre les indices spatiaux et les indices de tendance. Les processus de dissection, de fragmentation et de suppression des taches entraînent des évolutives négatives s'ils touchent les formations végétales et des évolutions positives s'ils affectent les zones anthropisées. Inversement, les processus d'élargissement, d'agrégation et de création des taches conduisent aux évolutives positives s'ils touchent les formations végétales et aux évolutions négatives s'ils affectent les zones anthropisées.

Malgré les pressions d'exploitation subies, la forêt à *Hyphaene benguellensis* et la savane herbeuse à *Phragmites mauritianus* sont les formations végétales les plus régulièrement stables et les plus consolidées, de par les étendues couvertes, la dominance des taches et la majorité des processus de transformation spatiale qui les affectent.

Cette situation s'expliquerait par leur proximité des zones humides et des plans d'eau et l'importance conséquente des interactions spatiales que ces formations végétales spécifiques entretiennent avec ces milieux.

Les plans d'eau, qui constituent des habitats stratégiques et occupent une place centrale dans le fonctionnement de l'aire protégée en tant que site Ramsar et zone humide d'importance internationale, sont soumis à de fortes pressions d'exploitation qui sont stimulées par le développement d'importantes activités agropastorales à l'intérieur et au voisinage du Parc de la Rusizi et accentuées par la détérioration continue des conditions climatiques.

Ils sont ainsi en régression continue, tant en nombre qu'en superficie et en stabilité, même si les plus étendus et les plus profonds paraissent relativement plus stables et plus résistants aux conditions sèches et aux utilisations multiples. Ces évolutions négatives appellent et imposent la nécessité d'un aménagement intégré, d'un suivi soutenu et d'une gestion rationnelle des ressources en eau comme des priorités de gestion du parc, dans le contexte du changement climatique qui amplifie les stress et conduit à des pressions d'exploitation davantage accrues.

Les menaces les plus importantes qui s'exercent sur les plans d'eau de cette aire protégée située en zone semi-aride et qui sont responsables de la dégradation des ressources en eau sont le réchauffement climatique, la variabilité pluviométrique, les activités agricoles de drainage et d'irrigation, la pêche, l'élevage et le phénomène d'eutrophisation qui est surtout observable dans les lagunes du secteur Delta assujetties à une intense activité agricole périphérique.

En périodes et en saisons sèches, les zones humides et les plans d'eau sont affectés par une exploitation anthropique généralisée et intensive qui s'exprime à travers une migration altitudinale descendante des zones cultivées, brûlées et pâturées vers les zones basses, une concentration et une stabilisation des cultures le long des cours d'eau et autour des principaux plans d'eau, dans le cadre des mécanismes communautaires d'adaptation au risque climatique.

Les facteurs d'explication des évolutions observées dans l'occupation du sol, les ressources en eau et les tendances de conservation se situent à quatre niveaux, à savoir : (1) une forme fortement asymétrique et une configuration physique en secteurs isolés, (2) une gouvernance déficiente marquée par l'instabilité des statuts, une faible application de la loi, l'inadéquation des méthodes de gestion et l'insuffisance des financements et du personnel, (3) les pressions d'exploitation encadrée et frauduleuse des ressources naturelles qui affectent largement les ressources végétales, en l'occurrence les espèces *Phragmites mauritianus*, *Hyphaene*

benguellensis et *Eucalyptus sp* dont les coupes contribuent beaucoup aux recettes d'exploitation du parc et (4) les conditions climatiques qui sont caractérisées par une grande variabilité pluviométrique à caractère cyclique et une hausse annuelle des températures.

En réalité, l'accroissement des pressions d'exploitation anthropique qui sont responsables de la dégradation du Parc de la Rusizi découle de deux principaux facteurs. D'abord, il est lié à l'augmentation du nombre et de la population des localités périphériques qui se sont progressivement rapprochées des limites du parc, particulièrement à la faveur de la guerre civile de 1993, pour y mener des activités généralement illicites de survie.

L'identification spatiale et la cartographie des localités périphériques dépendantes du Parc de la Rusizi en ressources naturelles nous ont précisément permis de définir et de délimiter objectivement la périphérie ou la zone d'emprise spatiale de l'aire protégée qui doit raisonnablement fonder son périmètre d'aménagement et de gestion participatifs.

Les effets de cette triple densification numérique, spatiale et démographique des localités périphériques sur l'aire protégée transparaissent dans l'importance des infractions qui se caractérisent par une forte mobilité spatio-temporelle, s'agissant notamment des zones cultivées et des zones brûlées.

Ensuite, l'intensification des pressions d'exploitation anthropique est sous-tendue par des activités d'intégration publique et de gestion participative qui sont mal pensées, mal conduites et mal maîtrisées. En ce qui concerne la gestion participative articulée sur l'exploitation encadrée de certaines ressources, en l'occurrence les coupes de *Phragmites mauritianus* et d'*Hyphaene benguellensis*, l'extraction des sels minéraux, la collecte de bois mort et la pêche dans les plans d'eau, elle n'a pas réussi à réduire les conflits périphériques, à maîtriser les infractions et à freiner la dégradation du parc, malgré quelques épisodes de progrès limités.

Le modèle de gestion participatif semble avoir atteint ses limites, tant dans son organisation que dans sa portée et sa gestion, face aux pressions grandissantes qui continueront à être en déséquilibre avec la reproductivité et l'évolution des ressources naturelles les plus exploitées ou les plus recherchées pour leur valeurs socio-économiques.

En réalité, son basculement d'une exploitation encadrée gratuite d'autoconsommation vers une exploitation payante et marchande des ressources naturelles a entraîné une baisse progressive des revenus des exploitants et la démotivation de ces derniers, stimulant et/ou amplifiant de facto les infractions devenues elles-mêmes commerciales, y compris de la part

de certains exploitants reconnus réguliers. Il a généré des écarts croissants de revenus en faveur de l'aire protégée qui ont catalysé la démotivation, les abandons et/ou le retour des exploitants encadrés aux exploitations frauduleuses qui sont actuellement en plein essor.

Aussi, l'essentiel des recettes du Parc de la Rusizi étant générées par les amendes transactionnelles et la valorisation des saisies de produits forestiers ou, en d'autres termes, par les exploitations frauduleuses paradoxalement, la gestion participative a-t-elle dérapé et changé de visage, dans une défiguration dévastatrice.

S'agissant des pressions d'exploitation frauduleuse, ce sont les coupes directes de végétaux, les défrichements culturaux quasi généralisés, les feux de brousse répétitifs et le surpâturage qui constituent les principales infractions qui pèsent énormément dans la dégradation du parc.

L'activité infractionnelle, qui s'est particulièrement intensifiée et amplifiée au cours de la longue guerre civile de 1993 à 2015, se traduit par la dégradation importante du secteur Palmeraie, l'augmentation des saisies et la prolifération des marchés frauduleux dans les localités périphériques qui sont de plus en plus peuplées et rapprochées de l'aire protégée.

Au niveau institutionnel et législatif, le décalage ou, mieux, le dilemme étatique entre le souci d'alignement idéologique et de captage des financements internationaux fortement conditionnés à une protection stricte et les revendications démocratiques légitimes des populations pour l'accès aux ressources, crée une instabilité des statuts de conservation et des impasses opérationnelles qui laissent libre cours aux invasions frauduleuses du parc.

Sur le plan financier, la faiblesse des investissements nationaux, le gel des financements extérieurs dû à l'instabilité politique du pays et aux nouvelles orientations stratégiques du financement international de la conservation et l'insuffisance quantitative et qualitative du personnel de surveillance ont eu des impacts négatifs sur la gestion et l'évolution de l'aire protégée, à cause notamment de la dispersion des moyens dans un nombre élevé de petites aires protégées très dispersées et peu viables, à la fois écologiquement et financièrement.

La faible capacité d'autofinancement, le manque d'autonomie de gestion et la forte dépendance financière extérieure du Parc de la Rusizi ne permettent pas aux gestionnaires de l'aire protégée de prendre et de financer des initiatives pour améliorer la conservation. En effet, outre que les recettes d'exploitation touristique et non touristique sont suffisamment dérisoires, leur rétrocession à l'administration centrale pour le financement du fonctionnement

courant exclut toute retombée socio-économique au bénéfice des populations locales et tout reversement dans les actions de conservation.

Au plan technique, opérationnel et managérial, le manque d'outils de gestion depuis la création de l'aire protégée en 1980, en l'occurrence les plans de gestion consensuels et validés et les indicateurs de gestion, constitue un obstacle majeur pour une gestion efficace, la planification financière et l'évaluation de l'efficacité de gestion en rapport avec les objectifs de conservation qui n'ont été définis pour la première fois qu'en 2000.

En définitive, les résultats de l'étude montrent tout l'intérêt des techniques de télédétection et la pertinence de l'approche cartographique dans l'analyse des dynamiques d'occupation du sol, des tendances évolutives et indirectement, de l'efficacité des mesures de gestion des aires protégées et du Parc de la Rusizi, en référence aux objectifs de conservation.

Ils mettent aussi en évidence la justesse des méthodes intégrées d'analyse du milieu qui situent l'occupation du sol, l'exploitation des ressources naturelles et l'évolution globale des aires protégées dans une assise territoriale plus vaste caractérisée par de fortes interactions socio-économiques qui sont largement influencées par l'évolution des conditions climatiques.

La concordance des résultats d'analyses sur la dégradation du Parc de la Rusizi par différents outils d'analyse et la confirmation qualitative des tendances évolutives par les entretiens avec les gestionnaires et les exploitants montrent la pertinence et la fiabilité de la méthodologie conçue pour la caractérisation des tendances évolutives. Les résultats de l'étude confirment la thèse et les hypothèses de recherche sur la dégradation de l'aire protégée et les facteurs qui l'expliquent. Ils revêtent une utilité double; scientifique et socio-économique.

Au niveau scientifique, l'indice de tendance et la méthodologie conçue pour sa détermination pratique et le coefficient d'asymétrie constituent des instruments nouveaux, pertinents et précis qui permettent d'évaluer l'évolution périodique, la vulnérabilité et l'efficacité des mesures de gestion des aires protégées afin d'adapter régulièrement les objectifs et les outils de gestion, pour en promouvoir une gestion adaptative et dynamique.

Sur le plan socioéconomique et managérial, les résultats obtenus aideront les gestionnaires du Parc de la Rusizi à concevoir de nouvelles stratégies d'incitation et d'implication des communautés dans la conservation et l'utilisation durables des ressources naturelles, compte tenu des lacunes relevées dans le système actuel de gestion participative et de la cogestion Etat-Communautés instituée par la loi de 2011.

En effet, la dégradation et la tendance évolutive négative du parc montrent que les stratégies et les méthodes de gestion participative ont échoué à assurer une gestion durable des ressources et le développement local.

Ils fournissent des données et une situation de référence sur l'évolution et l'état du Parc de la Rusizi qui pourront servir à l'aménagement, au suivi et à la gestion efficace de l'aire protégée, notamment par la mise en place d'une structure permanente de production et de gestion de données fiables sur les habitats et les espèces dans le cadre d'une gestion adaptative. En tout état de cause, ils révèlent que les indicateurs actuels de pression, d'état et de réponses sont très défavorables à la conservation de l'aire protégée.

Précisément, le bilan général peu reluisant de la conservation du Parc de la Rusizi marque indiscutablement l'échec de la vision du « parc sans habitants » chère aux conservationnistes et d'une gestion participative de façade qui ne sont plus en phase avec les dynamiques territoriales et socio-économiques périphériques qui interagissent immanquablement avec la gestion et l'évolution de l'aire protégée. La gestion écologique et socio-économique adaptative que soulèvent et inspirent les résultats d'analyse évaluative doit donc partir de ce constat et d'une construction matricielle des facteurs de vulnérabilité de l'aire protégée.

De façon synthétique, les principaux facteurs qui favorisent la vulnérabilité et la dégradation du Parc de la Rusizi sont d'ordre physique, socio-économique, écologique et managérial. Il s'agit de : (1) la localisation en zone périurbaine densément peuplée, à fortes convoitises et tensions foncières et à caractère semi-aride, (2) l'absence de limites physiques matérialisées et reconnues, (3) une configuration physique en secteurs séparés, le manque d'un bio-corridor fonctionnel et la forme très excentrée aux longues frontières, (4) l'absence de protection de la part de la RDC et la perméabilité de l'aire protégée sur toute la façade occidentale de la rivière Rusizi, (5) l'isolement géographique du parc dans le réseau national d'aires protégées, (6) la forte dépendance des populations périphériques à l'aire protégée en ressources ligneuses, agricoles et pastorales et (7)l'instabilité des statuts de conservation et la déstabilisation socio-économique incessante des populations locales.

En fin de compte, les conclusions tirées de l'analyse minutieuse des résultats de l'étude nous amènent à formuler deux observations majeures. Primo, les interactions manifestes entre la périphérie et la gestion de l'aire protégée, qui s'expriment à travers la concurrence des campagnes agricoles et des exploitations de ressources pour la main d'œuvre, la destruction des cultures villageoises par les animaux sauvages qui sont abattus en représailles, les

pâturages dans le parc et l'exploitation agricole des zones humides protégées en périodes sèches, nous conduisent à proposer une conservation durable fondée sur les paradigmes croisés de « protection par la production » et de « production par la protection »

Secundo, le concept d'aires protégées véhiculant une connotation fortement homophobe qui repousse au lieu d'attirer et d'associer, il devrait être reconsidéré, dans le contexte des approches de gestion participative, pour évoluer vers un concept plus inclusif et humaniste, au nom du principe de l'égalité biosphérique cher au philosophe Arne (1973), même si c'est sous un autre angle de lecture. Dans cette optique, nous proposons le concept neutre mais tout aussi évocateur « d'aires de conservation de la biodiversité ».

Cela serait d'autant plus justifié que les aires protégées (sous-entendu contre les humains) sont en réalité habitées dans leur grande majorité dans le monde, même si en Afrique et au Burundi, la vision du « parc sans habitants » constitue toujours la règle de gestion. Aussi, cela s'expliquerait-il du fait que, traditionnellement, les forêts gérées par les populations autochtones ont longtemps et mieux sauvegardé les ressources naturelles que ne le font les aires protégées actuelles situées en zones tropicales.

Comme il se doit, tout travail de recherche comporte certainement des limites. Le nôtre ne fait pas exception à la règle. La résolution spatiale des images Landsat utilisées et la faible échelle des cartes imposée par la forme physique de l'aire protégée n'ont pas permis d'effectuer des analyses suffisamment fines d'occupation du sol afin de caractériser, de manière assez détaillée, les formations végétales dans leur grande hétérogénéité spatiale et leur fragmentation élevée et les plans d'eau dont les plus nombreux n'atteignent pas la taille du pixel à la résolution utilisée. En ce qui concerne les plans d'eau précisément, l'étude n'aborde pas non plus l'analyse approfondie de la dégradation qualitative et du phénomène d'eutrophisation qui sont principalement causés par les activités agricoles polluantes.

6.2. Perspectives de recherches futures

Au regard des résultats obtenus, la recherche menée a permis de répondre à un certain nombre de questions capitales sur l'évolution de la gestion et de la conservation du Parc de la Rusizi. Au-delà des résultats intéressants réalisés certes, elle a aussi laissé certaines questions sans réponses comme la délimitation complète de la zone périphérique de l'aire protégée dans sa réalité transfrontalière, la dimension qualitative des dégradations et des développements qui affectent les formations végétales, la quantification des prélèvements de ressources au-delà de

la modélisation des menaces périphériques et la spécialisation ou la polyvalence des prélèvements de ressources relativement aux localités périphériques.

En effet, à cause de l'insécurité liée à la crise sociopolitique qui secoue le Burundi depuis avril 2015, les inventaires de végétation n'ont pu être menés pour préciser la nature exacte des dégradations de végétation observées. L'approche utilisée pour la caractérisation de l'évolution de l'aire protégée et de la végétation s'est donc exclusivement fondée sur la télédétection des changements à grande échelle qui est basée sur l'analyse des différences de réflectance de la canopée pour discriminer les classes thématiques d'occupation du sol.

Aussi, l'identification et la caractérisation socio-économique des localités périphériques de l'aire protégée en territoire congolais en vue d'une analyse complète des menaces et des pressions périphériques n'ont-elles pu être effectuées faute de financement et de temps. Les résultats d'analyses soulèvent également la question de l'influence des activités agricoles sur la dégradation qualitative des plans d'eau et la nécessité d'études sur les essences forestières à croissance rapide et à forte résistance aux conditions sèches comme celles de l'aire protégée.

Des études complémentaires s'avèrent donc nécessaires pour déterminer de manière précise les pertes de biodiversité induites par la dégradation du Parc de la Rusizi, notamment celle des écosystèmes spécifiques comme les plans d'eau et certaines formations végétales de grande importance. Ces études devraient analyser en même temps l'impact des changements climatiques sur l'apparition et la disparition de certaines espèces végétales et animales.

L'utilisation d'images satellitaires plus résolues de type IKONOS et Quickbird devrait permettre d'améliorer l'analyse fine des classes de faibles étendues, relativement fragmentées et minoritaires, notamment en ce qui concerne les évolutions récentes de l'aire protégée.

Des dispositifs de veille des effets des changements climatiques devraient être installés et des indicateurs de suivi définis pour les évaluations. De par son importance et sa stabilité relatives, la rivière Rusizi pourrait être utilisée comme un plan d'eau indicateur ou témoin servant de dispositif-veille et de suivi de l'évolution des conditions climatiques dans la zone.

Enfin, la méthodologie qui a été conçue et appliquée pour l'analyse de l'évolution historique et la détermination des tendances évolutives du Parc de la Rusizi devrait être généralisée à l'ensemble des aires protégées du Burundi et de contextes africains similaires afin d'évaluer leurs tendances évolutives et de faire le bilan des politiques et des pratiques de conservation, depuis les origines des classements modernes et normatifs des espaces naturels.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

1. Abdel-Kawy O. R., Rod J. K., Ismail H. A. and Suliman A. S. (2011). Land use and land cover change detection in the western Nile delta of Egypt using remote sensing data. Applied Geography, 31 (2): 483-494.
2. Achard, F., C. Ansseau, J. Beaubien et al. (1996). La télédétection des forêts, in Bonn, F. (réd.) Précis de Télédétection: volume 2 – Applications thématiques, Presses de l'Université du Québec/AUPELF, Ste-Foy et Montréal, pp. 225-265.
3. Adams J. S and McShane T.O. (1996). The Myth of Wild Africa. Conservation without illusions, Berkeley: University of California Press, Berkeley, CA.
4. Adams M.A., Aveling R., Brockington D. and al. (2004). Biodiversity Conservation and the Eradication of Poverty. Science, 306 (5699):1146-9.
5. Adia S.O. and Rabiu A. B. (2013). Change detection of vegetation cover, using multi-temporal remote sensing data and GIS techniques. 10p. http://gisdevelopment.net/application/environment/ffm/adia.htm consulté le 30/11/2014
6. Agence Française de Développement (2014). Les aires protégées au service du développement durable, 8p.
7. Agrawal A. and Gibson C.C. (1999). Enchantment and Disenchantment: The Role of Community in Natural Resource Conservation. World Development, 27 (4): 629-649.
8. Ahoudokpo R. M. et Sinsin B. (2007). Revenus monétaires fournis par l'exploitation de la forêt villageoise de Lokoli (Bénin). Collection Colloques et Séminaires, Paris. Tirés de « Quelles aires protégées pour l'Afrique de l'Ouest? Conservation de la biodiversité et développement ». Séminaire de Parakou (Bénin), 14-19 avril 2003
9. Alun J. and Clark J. (1997). Driving forces behind European land use change: an overview. Claude Resource Paper n° 1.
10. Anderson D. and Grove R. (dir.) (1987). Conservation in Africa: people, policies, and practice. Cambridge, Cambridge University Press, 320p.
11. Anderson J.R. (1971). Land use classification schemes used in selected recent geographic applications of remote sensing Photogrammetric Engineering and Remote Sensing (PE & RS), 37 (4): 379-387.
12. Anielski M. et Wilson S. (2009). Les chiffres qui comptent vraiment : évaluation de la valeur réelle du capital naturel et des écosystèmes boréaux du canada. Initiative boréale canadienne/Pembina Institute, 78 p.

13. Arne, N. (1973). The shallow and the deep, long-range ecology movement. A Summary Inquiry, 16(1), 95-100.
14. Arouna O. (2012). Cartographie et modélisation prédictive des changements spatio-temporels de la végétation dans la Commune de Djidja au Bénin : implications pour l'aménagement. Thèse de Doctorat Unique, EDP/FLASH/UAC, Bénin, 246 p.
15. Aubertin C. et Vivien F. D. (1998). Les enjeux de la biodiversité, Economica, Paris, Poche Environnement. Editions du Sang de la Terre, 112 p
16. Aubertin C. et Rodary E. (2008). Aires protégées, espaces durables ? IRD, 276p
17. Aubreville A. (1957). Accord de Yangambi sur la nomenclature des types africains de végétation. Bois et Forêts des Tropiques, 51: 23-27.
18. Auzel P., Gaonac'h H., Poisson F. et al. (2012). Impacts des changements climatiques sur la biodiversité du Québec : Résumé de la revue de littérature. CSBQ, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Ouranos. 29 p.
19. BAD (2002). Rapport sur le Développement en Afrique 2002. La Banque Africaine de Développement, Abidjan, Côte d'Ivoire, 49p.
20. Baillie J.E.M., Hilton Taylor C. and Stuart S.N. (2004). 2004 UICN Red List of Threatened Species. A Global Species Assessment. Gland, Switzerland and Cambridge, UK: UICN, xxiv + 191pp.
21. Balmford A., Bruner A., Cooper P. and al. (2002). Economic reasons for conserving wild nature, Science, 297, 950-953, DOI: 10.1126/science.1073947
22. Bamba I., Mama A.D., Neuba F.R. et al. (2008). Influence des actions anthropiques sur la dynamique spatio-temporelle de l'occupation du sol dans la province du Bas-Congo (R.D. Congo). Sciences & Nature, 5: 49-60.
23. Bamba I., Barima Y. S. S. et Bogaert J. (2010). Influence de la densité de la population sur la structure spatiale d'un paysage forestier dans le bassin du Congo en R. D. Congo. *Tropical Conservation Science*, 3 (1):31-44. Disponible online: www.tropicalconservationscience.org. consulté le 25 février 2016
24. Bamba I. (2010). Anthropisation et dynamique spatio-temporelle de paysages forestiers en République Démocratique du Congo. Thèse de Doctorat, Université Libre de Bruxelles, 205p. In http://www.congoforum.be/upldocs/Forets%20These_finale_IBAMBA.pdf consulté le 25 février 2016
25. Banderembako D. (2006). Relation entre la terre, l'environnement, l'emploi et les conflits au Burundi. Nathan Associates Inc., USAID, 56p.

26. Barima S.S.Y., Barbier N., Bamba I. et al. (2009). Dynamique paysagère en milieu de transition forêt-savane ivoirienne. Bois et forêt des tropiques, 63 (299) : 15-25.
27. Barima S.S.Y. (2009). Dynamique, fragmentation et diversité végétale des paysages forestiers en milieux de transition forêt-savane dans le Département de Tanda (Côte d'Ivoire). Thèse de Doctorat, Université Libre de Bruxelles, 196p.
28. Bartholomé E. and Belward A.S. (2005). GLC2000: a new approach to global land-cover mapping from Earth observation data. International Journal of Remote Sensing, 26:1959–1977.
29. Bashige Baliruha E. (2004). La conservation de la biodiversité dans les régions en conflit : l'expérience de l'Institut Congolais de la Conservation de la Nature, 15p.
30. Baulies X.I. and Szejwach G. (ed.) (1997). Survey of needs, gaps and priorities on data for land use and land cover change research. LUCC Data requirements workshop, Barcelone, November, 11-14, 1997, LUCC report series 3.
31. Bell E. J. (1974). Markov analysis of land use change: an application of stochastic processes to remotely sensed data. Socio-Economic Planning Sciences, 8: 311-316.
32. Benitez-Malvido J. and Martínez-Ramos M. (2003). Impact of forest fragmentation on understory plant species richness in Amazonia. *Conservation Biology,* 17(2): 389-400.
33. Benkara E. (2014). Tableau de bord et Réserves naturelles. Mise en place d'une démarche pour évaluer l'efficacité de la gestion du patrimoine naturel de la Réserve Naturelle de la baie de Saint-Brieuc (France). Rapport final-version du 27. 02. 2014. Vivarmor Nature, Agence des Aires Marines Protégées, 135p.
34. Benson J. S. (2006). New South Wales Vegetation Classification and Assessment: Introduction - the classification, database, assessment of protected areas and threat status of plant communities. Cunninghamia, 9:331-382.
35. Bergaoui M. (2001). Characterization of meteorological and hydrological drought: The case of Siliana watershed in Tunisia. Science and Global Change, Drought, 12: 205-213.
36. Besong J.B. and Wencélius F.L. (1992). Realistic strategies for conservation in the tropical moist forests of Africa: regional review. In Cleaver, C., Munasinghe, M., Dyson, M, Egli, N, Peuker, A. and Wencélius, F. (Eds.). Conservation of West and Central African Rainforests. The World Bank, Washington, D.C. pp. 21-31.
37. Bider J. R. (1974). Conservation et gestion de la faune et de la flore au Burundi : Parc aux Hyphaene. Rapport au Gouvernement du Burundi, PNUD, FAO, No. AT 3288, Rome.
38. Bigendako M.J. (2009). Les écosystèmes et la diversité végétale naturelle du Rwanda et du Burundi. Université du Burundi, 68 p.

39. Binot A. (2010). La Conservation de la Nature en Afrique Centrale. Entre Théories et Pratiques. Des Espaces Protégés à Géométrie Variable. Thèse de Doctorat, Université Paris 1 Panthéon-Sorbonne, 444p.
40. Binot A. et Joiris D.V. (2007). Règles d'accès et gestion des ressources pour les acteurs des périphéries d'aires protégées. *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement* [En ligne], Hors-série 4 | novembre 2007, mis en ligne le 11 novembre 2007, consulté le 21 avril 2016. URL : http://vertigo.revues.org/759 ; DOI : 10.4000/vertigo.759
41. Bioret F., Esteve R. et Sturbois A. (2009). Dictionnaire de la protection de la nature. Collection « Espaces et territoires », Presses Universitaires de Rennes, 537 p.
42. Bogaert J., Barima Y.S. S., Iyongo W.M.L. and. (2011). Forest fragmentation: causes, ecological impacts and implications for landscape management. In *Landscape Ecology in Forest Management and Conservation: Challenges and Solutions for Global Change*, Li C, Lafortezza R, Chen J, (eds). HEP-Springer: New York, 273-296.
43. Bogaert J., Ceulemans R. and Salvador-Van Eysenrode D. (2004). Decision tree algorithm for detection of spatial processes in landscape transformation. *Environment Management,* 33(1): 62-73.
44. Bogaert J. and Barima Y.S.S. (2008). On the transferability of concepts and its significance for landscape ecology. *Journal of Mediterranean Ecology, vol.9*, 35-39.
45. Bogaert J. et Mahamane A. (2005). Ecologie du paysage: cibler la configuration et l'échelle spatiale. Annales des Sciences Agronomiques du Bénin, 7: 39-68
46. Bonn F. et Rochon G. (1992). Précis de télédétection. Principes et méthodes. Presses de l'Université du Québec, Canada, vol. 1, ISBN : 2 -7605-0613-4, 485 p.
47. Bonnin M. (2008). Les corridors écologiques : vers un troisième temps du droit de la conservation de la nature? Paris, L'Harmattan, 276p
48. Bonnin M. (non daté). Les aires protégées dans la mise en place des réseaux écologiques. Gestion globale de la nature ou gestion des institutions de conservation ? Aires protégées, espaces durables, p 113-133.
49. Bonnin M. et Rodary E. (2012). L'influence des services écosystémiques sur les aires protégées : premiers éléments de réflexion. Programme Serena, Document de travail n° 2012-02, 17p.
50. Borrini-Feyerabend G., Farvar M. T., Nguinguiri J.C. et al. (2000). La gestion participative des ressources naturelles. Organisation, négociation et apprentissage par l'action. GTZ et IUCN, Kasparek Verlag, Heidelberg, 108 p.

51. Borrini-Feyerabend G., Dudley N., Jaeger T. and al. (2013). Governance of Protected Areas: From understanding to action. Best Practice Protected Area Guidelines, Series 20, Gland, Switzerland: IUCN, xvi, 124p
52. Boserup E. (1965). The Conditions of Agricultural Growth. The Economics of Agrarian Change under Population Pressure. London: George Allen & Unwin Ltd, Ruskin House Museum Street, 108p.
53. Boserup E. (1970). Evolution agraire et pression démographique. Flammarion, Paris, 224p, ISBN-13: 978-2082101646
54. Bouko B.S. et Sinsin B. (2007). Impact de l'immigration agricole autour des aires protégées : cas des villages riverains de la forêt classée de Wari-Maro (Bénin). In : Fournier A. (Ed.), Sinsin B. (Ed.), Mensah G.A. (éd.), Wangari E. (préf.). Quelles aires protégées pour l'Afrique de l'Ouest ? Conservation de la biodiversité et développement. Paris, IRD, 546-547.
55. Broadbent E. N., Asner G. P., Keller M. and al. (2008). Forest fragmentation and edge effects from deforestation and selective logging in the Brazilian Amazon. Biological Conservation, 141: 1745-1757.
56. Brocard D., Lacaux J.P. and Eva H.D. (1998). Biomass Combustion and Associated Atmospheric Emissions in West Africa. Global Biogeochemical Cycles, 12: 127-139
57. Brockington D. and Duffy R. (2010). Capitalism and Conservation. Antipode, 42: 469-799.
58. Brooks T.M., Mittermeier R. A., Da Fonseca G. A. B. and al. (2006). Global biodiversity conservation priorities. Science, 313: 58-61.
59. Brown K. (2003). Three challenges for a real people-centred conservation, Global Ecology and Biogeography, 12: 89-92
60. Brundtland G. H. (1987). Notre avenir à tous. Rapport de la Commission mondiale sur l'environnement et le développement de l'ONU. Éditions du Fleuve, 318 p. Version originelle en langue anglaise, Oxford University Press, 1987.
61. Bukuru J.M et Rufuguta E. (2013). Fiche descriptive sur les zones humides Ramsar (FDR)- Parc National de la Rusizi. Version 2009-2014, 13p.
62. Bureau Central de Recensement (2009). Recensement général de la population et de l'habitat de 2008. Résultats préliminaires commentés. Ministère de l'Intérieur du Gouvernement du Burundi, République du Burundi, DFID, UNICEF, 173p.

63. Bureau Central de Recensement (2011). Recensement général de la population et de l'habitat de 2008. Synthèse des résultats définitifs. Ministère de l'Intérieur du Gouvernement du Burundi, UKAID, UNICEF, 29p.
64. Burel F. et Baudry J. (2003). Ecologie du paysage. Concepts, méthodes et applications. Paris : France, Tec & Doc. 359 pp.
65. Busane Ruhana Mirindi W. (2006). La gestion des aires protégées au Sud-Kivu : Pratiques et conflictualité. Université Catholique de Bukavu (RD Congo), Faculté des Sciences Economiques, Laboratoire d'Economie Appliquée au Développement, 28p.
66. Calas B. (2003). Quel est le véritable patrimoine des parcs animaliers est-africains ? In Patrimoine et développement dans les pays tropicaux, Pessac : DYMSET (Espaces Tropicaux, 18: 333-342.
67. Caloz R. et Collet C. (2001). Précis de télédétection. Volume 3 : Traitements numériques d'images de télédétection (Universités francophones). Québec, Canada, Presses Polytechniques du Québec, ISBN : 2 -7605-1145-6, 368 p.
68. Caloz R., Lazer T. J. et Willemin G. (1993). Création d'une ortho image à l'aide d'un modèle numérique d'altitude : influences des modes de ré-échantillonnage radiométrique. *In* : Dubois J.-M. M., Cavayas F., Lafrance P. (dir.). Télédétection appliquée à la cartographie thématique et topographique. Quatrièmes journées scientifiques du Réseau Télédétection de l'UREF, Montréal, 21-23 octobre 1991. Québec, Canada, Presses de l'Université du Québec, 17-30.
69. CAR/ASP (2014). Communautés biologiques marines du Cap des Trois Fourches (Méditerranée, Maroc): caractérisation, cartographie et orientations de gestion. Par Bazairi H. Limam A., Benhoussa A., Navarro-Barranco C., González A.R., Maestre M., Perez-Alcantara J.P., Espinosa F., Ed. CAR/ASP-Projet MedMPAnet, Tunis : 87 p
70. Carrere R. and Bravo E. (2004). Protected areas: Protected against whom? Oilwatch & WRM, janvier 2004
71. Carret J-C. et Loyer D. (non daté): Comment financer durablement le réseau d'aires protégées terrestres à Madagascar ? Apport de l'analyse économique. Banque Mondiale, Agence Française de Développement, 12p
72. Cayate M. L. et Kakunze A.C. (2015). Plan de gestion du Parc National de la Rusizi. Office Burundais pour la Protection de l'Environnement, 120 p+ Annexes
73. CBD (2011). Protected Areas: Progress in the implementation of the Program of Work and achievement of Aichi Biodiversity Target 11. UNEP/CBD/COP/11/26
74. CDB (1992). Convention sur la diversité biologique. Rio de Janeiro, ONU, 32p.

75. CDB (2004). Programme de Travail sur les Aires Protégées. Montréal : Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique, 34p.
76. CDB (2010c). Perspectives mondiales de la diversité biologique. Troisième Edition, Montréal, 94 p.
77. CDB et RAMSAR (2007). Evaluation des zones humides : Orientations sur l'estimation des avantages issus des services écosystémiques des zones humides. Rapport technique Ramsar n°3. Séries des publications techniques de la CDB n°27. De Groot, Stuip, Finlayson et Davidson, 60p.
78. CEC (1993): Projet Corine Land Cover. Document technique. Première Partie. pp. 1-85. Brussels.
79. CEC (2001). Manuel des concepts relatifs aux systèmes d'information sur l'occupation et l'utilisation des sols. Luxembourg, Office des Publications officielles des Communautés européennes. Thème 5 : Agriculture et Pêche, Edition 2000, 96p.
80. Cesar De M., Matthew M., Mike G. and Tim J. (2010). Introduction to GEONETCast and the DevCoCast project. Application Manual. CPTEC-INPE, 22 p.
81. Chape S., Harrison J., Spalding M. and Lysenko I. (2005). Measuring the extent and effectiveness of protected areas as an indicator for meeting global biodiversity targets. Philosophical Transactions of the Royal Society B 360: 443-455.
82. Chape S., Blyth S., Fish L., Fox P. and Spalding M. (compilers) (2003). 2003 United Nations List of Protected Areas. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK and UNEP-WCMC, Cambridge, UK. ix + 44p.
83. Chauvet M. et Olivier L. (1993). La Biodiversité, enjeu planétaire. Préserver notre patrimoine génétique. Éditions Sang de la terre, Paris, 36(2), 301-303.
84. Chavez P.S. and MacKinnon D. J. (1994). Automatic detection of vegetation changes in the Southwestern United States using remotely sensed images. Photogrammetric Engineering and Remote Sensing, vol.60: 571-583
85. Chiffaut A. (2006). Guide méthodologique des plans de gestion de réserves naturelles. MEED/ATEN, Cahier technique N°79: 72p.
86. Cingejeje S. (2012). Pressions anthropiques sur les aires protégées du Burundi et stratégies de remédiation de l'INECN : Cas du Parc national de la Kibira. Université du Burundi. Faculté des Sciences agronomiques. Rapport de stage, 37p + Annexes
87. Clerici N., Bodini A., Eva H. and al. (2007). Increased Isolation of Two Biosphere Reserves and Surrounding Protected Areas (WAP: W-Arly-Pendjari, Ecological Complex, West Africa). Journal of Nature Conservation, 15: 26-40.

88. Cochet H. (1993). Etude sur la dynamique des systèmes agraires au Burundi. Rapport Intermédiaire, ADEPRINA, Paris, 205p.
89. Cochet H. (2001). Crises et révolutions agricoles au Burundi. Editions Karthala/INAPG, Paris, 468p.
90. Colchester M. (2003). Nature sauvage, nature sauvée? Peuples autochtones, aires protégées et conservation de la biodiversité. Mouvement mondial pour les forêts tropicales, (WRM) et Fonds mondial pour la nature (WWF), 154p.
91. Collinge S. K. (1998). Spatial arrangement of habitat patches and corridors: clues from ecological field experiments. *Landscape and Urban Planning,* 42:157–168.
92. Collinge S. K. and Forman R. T. T. (1998). A conceptual model of land conversion processes: predictions and evidence from a micro landscape experiment with grassland insects. *Oikos,* 82 : 66–84.
93. Compagnon D. et Constantin F. (eds.)(2000). Administrer l'environnement en Afrique, Paris/Nairobi : Karthala/IFRA, 497 p.
94. Congalton R. G. (1991). A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. Remote Sensing of Environment, 37: 35-46.
95. Constantin F. (1989). La production sociale des espaces naturels protégés: Ossau-Tsavo, mêmes combats? In *Mélanges Aventure*, Université de Pau et des Pays de l'Adour, 153-182
96. Constantin F. (1994). L'homme et la nature: une gestion à réinventer? In *Politique africaine*. Paris, Karthala, n° 53, 3-10
97. Costanza R., D'Arge R., De Groot R. and al. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387, 253–260.
98. Couvet D., Jiguet F., Julliard R. et Levrel H. (2007). Indicateurs et observatoires de biodiversité. Biosystema, 25: 83-90.
99. Cowling R. M., Knight A. T., Faith D. P. and al. (2004). Nature conservation requires more than a passion for species. Conservation Biology, 18:1674-1676.
100. Dandin P. (2012). Changement et services climatiques. Séminaire « Biodiversité et adaptation au changement climatique» Ministère français de l'Ecologie, du Développement Durable et de l'Energie (MEDDE), 3 octobre 2012, 13p.
101. Davidson C. (1998). Issues in measuring landscape fragmentation. Wildlife Society Bulletin, 26: 32-37.
102. De Wispelaere G. (2002). Cartographie de la végétation du complexe du « W ». Montpellier : Cirad Editions.

103. Debuyst F., Defourny P. et Gérard H. (2001). Savoirs et jeux d'acteurs pour des développements durables. Louvain-la-Neuve (Belgique) : Academia-Bruylant, 537 p.
104. Décret n°100/47 du 3 mars 1980 portant création et organisation de l'Institut National pour de Conservation de la Nature, République du Burundi.
105. Décret n°100/188 du 5 octobre 1989 portant création et organisation de l'Institut National pour l'Environnement et la Conservation de la Nature, République du Burundi.
106. Décret n°100/007 du 25 janvier 2000 portant délimitation d'un Parc National et de quatre Réserves Naturelles, République du Burundi.
107. Décret n°100/282 du 14 novembre 2011 portant création du Parc National de la Rusizi, République du Burundi.
108. Décret n°100/240 du 29 octobre 2014 portant « création de l'Office Burundais pour la Protection de l'Environnement », République du Burundi.
109. Décret-loi n°1/06 du 3 mars 1980 portant création des Parcs et Réserves du Burundi, République du Burundi.
110. Décret-loi n°100/010 du 16 janvier 1989 créant le Ministère de l'Aménagement, du Tourisme et de l'Environnement, République du Burundi.
111. Décret-loi n°1/10 du 30 mai 2011 portant création et gestion des aires protégées du Burundi, République du Burundi
112. Département des Eaux et Forêts (1973). Premier symposium forestier du Burundi. République du Burundi, Ministère de l'Agriculture et de l'Elevage
113. De Fries R., Krithi K. K. and Pareeth S. (2010). Interactions between protected areas and their surroundings in human-dominated tropical landscapes ; Biological Conservation, December 2010, 143 (12): 2870-2880
114. Deguignet M., Jufe-Bignoli D., Harrison J. et al. (2014). Liste des Nations Unies des Aires Protégées 2014. UNEP-WCMC: Cambridge, UK, 44p.
115. Depraz S (2008). Géographie des espaces naturels protégés. Genèse, principes et enjeux territoriaux. Paris : Armand Colin, 320p.
116. Descola P. (2008).A qui appartient la nature ? Texte paru dans laviedesidees.fr, 11p.
117. Deshaies M. et Guy B. (2013). Ressources naturelles et peuplement. Ellipses, Edition Marketing S.A, 358p.
118. Di Gregorio A. and Jansen L.J.M. (2000). Land Cover Classification System: Classification Concepts and User Manual, FAO, Rome. (www.fao.org)

119. Di Gregorio A. and Jansen L. J. M. (1997). A new concept for a Land Cover Classification System. Earth observation and evolution classification. Compte rendu de la conférence des 13-16 octobre 1997. Alexandrie, Égypte, 10 p.

120. Djomo B. (2011). Indicateurs de biodiversité en Afrique Centrale. Atelier sur les statistiques Environnementales. UICN, Programme Cameroun, Yaoundé, 5-9 décembre 2011, 24p.

121. Doumenge C. et Ndinga A. (2005). La difficile conservation de la biodiversité. Dossier «La Forêt et le Pouvoir». Géopolitique Africaine, n° 17: 127-140.

122. Doumenge C., Palla F., Scholte P., Hiol F. et Larzillière A. (2015). Aires protégées d'Afrique centrale – État 2015. OFAC, Kinshasa, République Démocratique du Congo et Yaoundé, Cameroun, 256 p.

123. Doumouya F.R., Vieux B.T., Mamadou S. and al. (2016). Rainfall Variability in Sine Saloum River Basin in a Context of Climate Change and Variability, SCIENCEDOMAIN international, Advanced in Research, 6 (6): 1-12.

124. Dubois G., Bastin L., Martinez Lopez J. and al. (2015). The Digital Observatory for Protected Areas (DOPA) Explorer 1.0. Report EUR 27162 EN, European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability, 60p. http://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/bitstream/JRC95295/lb-na-27162-en-n%20.pdf consulté le 22 mai 2016

125. Dudley N. (2008). Lignes directrices pour l'application des catégories de gestion aux aires protégées. UICN, Gland, Suisse, 116p.

126. Dudley N., Stolton S., Belokurov A. and al. (2010). Natural solutions: Protected areas helping people cope with climate change. Gland (Switzerland), Washington DC and New York (USA): IUCN-WCPA, TNC, UNDP, WCS, The World Bank, WWF, 130p.

127. Dudley N. and al. (2009). Natural Solutions. WWF, World Bank, TNC, UNDP, UNEP, Gland, Switzerland, Washington, DC and New York.

128. Dudley N. and Stolton S. (1999). Threats to forest protected areas: a survey of 10 countries. A research report from IUCN for the World Bank Alliance for Forest Conservation and Sustainable Use, 47p.

129. Dumoulin D. K. et Rodary E. (2005). Les ONG, au centre du secteur mondial de la conservation de la biodiversité. In Aubertin C. (éd.) : Représenter la nature ? ONG et biodiversité, Paris, IRD Éditions : pp 59-98.

130. Dumoulin D. K. (2005). Les politiques de conservation de la nature en Amérique latine: au cœur de l'internationalisation et de la convergence des ordres politiques, IUED-NCCR North-South (Genève) et CREDAL (Paris), REVISTA DE LA CEPAL • Numéro Spécial : 71-85.

131. Dumoulin D. K. (2002). Les aires naturelles protégées : de l'humanité aux populations locales. Un bien composite à la recherche de son public. In CONSTANTIN F. (Dir.). Les biens publics mondiaux. Un mythe légitimateur pour l'action collective ? Paris : L'Harmattan, pp. 269-306.

132. Ehrenfeld D. (2000). War and peace and conservation biology. Conservation Biology, 14(1): 105-112.

133. Ehrlich P., Ehrlich A. and Daily G. (1993). Food security, population and environment. Population and Development Review, 19: 1-32.

134. Ehrlich P. R. (1968). The Population Bomb. Ballantine Books, États Unis, 201p.

135. Elbouqdaoui K., Haida S., Aboulabbes O., Benaabidat L., Zahraoui M. and Ozer A. (2006). Evolution of the pluviometric and hydrometric mode of the drainage basin of Srou (Middle Atlas, Morocco), Geo-Eco-Trop, 30 (2): 41-56.

136. Elliot C. (1996). Paradigmes de conservation des forêts. Unasylva, vol. 47, n° 187 (en ligne sur http://www.fao.org/docrep/w2149f/w2149f03.htm)

137. Emerton L., Bishop J. and Thomas L. (2006). Sustainable Financing of Protected Areas. A global review of challenges and options. Best Practice Protected Area Guidelines Series No.13. IUCN: Gland, Switzerland and Cambridge UK, 109p.

138. Emerton L. (1999). Economic tools for the management of marine protected areas in Eastern Africa. IUCN, Nairobi. 22p.
DOI : 10.1046/j.1523-1739.2000.99325.x

139. EUROSTAT. (1999). Towards environnemental pressure indicators for the EU. Rapport (First Edition 1999 : Theme 8. Environnent and Energy, 97p.

140. Eva H.D., Brink A.B. and Simonetti D. (2006). Monitoring land cover dynamics in Sub-Saharan Africa. A pilot study using Earth observing satellite data from 1975 and 2000. JRC Scientific and Technical Reports, 40p.

141. Eva H.D., Grégoire J.M. and Mayaux P. (2004). Support for Fire Management in Africa's Protected Areas. EUR 21296 EN. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, 80p.

142. Eva H.D., Grégoire J.M., Mayaux P. et al. (2003). Suivi des feux de végétation dans les aires protégées d'Afrique sub-saharienne. EUR 20862 FR. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, 72p.

143. Fahrig L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics, 34: 487-515.

144. FAO (2005). Mise à jour de l'évaluation des ressources forestières mondiales en 2005 termes et définitions, 36p.

145. FAO (2012). Situation des forêts du monde. Dixième Edition, 66p.

146. FAOSTAT (2006). 2006 database. Food and Agriculture Organization, Rome. Available at: http://faostat.fao.org/.

147. Farina A. (2000). Landscape ecology in action. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht. The Netherlands, 267p.

148. FEM (2010). Approche-Programme pour la préservation de la biodiversité en Afrique de l'Ouest et en Afrique centrale, 32p.

149. Ferraro P. J. and Kiss A. (2002). Getting what you paid for: direct payment an alternative investment for conserving biodiversity, Science n°268, November 29, 2002.

150. Ferraro P. and Simpson D. (2003). Protecting forest and biodiversity: Are investments in eco-friendly production activities the best way to protect endangered ecosystems and enhance rural livelihoods? Paper presented at the international conference on Rural Livelihoods, Forests and Biodiversity, 5(2): 167-181.

151. Foody G. M. (2002). Status of land covers classification accuracy assessment. Remote Sensing of Environment, Vol.80: 185-201.

152. Forman R.T.T. and Godron M. (1981). Patches and structural components for landscape ecology. Biosciences, 31(10): 733-740.

153. Forman R.T.T. and Godron M. (1986). Landscape ecology. John Wiley & Sons, New York, USA, 619p.

154. Forman R.T.T. (1997). Land mosaics: the ecology of landscapes and regions. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 656p.

155. Forman R. T. T. (1995a). Land mosaics—the ecology of landscapes and regions. Cambridge University Press, Cambridge, 632p.

156. Forman R. T. T. (1995b). Some general principles of landscape and regional ecology. *Landscape Ecology*, 10: 133–142.

157. Fortin M. J. (2002). Spatial analysis in ecology: statistical and landscape scale issues. Ecoscience, 9: iii-v.

158. Galicia L. and Garcia-Romero A. (2007). Land use and land cover change in Highland temperate forests in the Izta-Popo national park, central Mexico. Mountain Research and Development, 27 (1): 48-57.

159. Gampika N. D. (2013). Contribution à l'étude de la dynamique d'occupation du sol et de la diversité des espèces végétales ligneuses dans la Réserve Naturelle, la Forêt Classée et la Zone de Terroir de Popenguine (Sénégal). Mémoire de Master. Université Cheikh Anta Diop de Dakar, Institut des Sciences de l'Environnement, 87p.

160. Gateretse P. (1999). Etude de la dynamique des infractions et approche rationnelle de gestion communautaire des aires protégées du Burundi : Cas du Parc national de la Ruvubu. Université du Burundi, Faculté des Sciences Agronomiques. Mémoire de fin d'études, 78p + Annexes

161. Ghimire K. B. and Pimbert M.P. (1997) Social change and conservation. Earthscan, Genève, 352p.

162. Giles R.H. and Trani M.K. (1999). Key elements of landscape pattern measures. Environmental Management, 23: 477-481.

163. Gilles L. (2012). Espaces protégés et changement climatique, le cas des parcs nationaux. Séminaire « Biodiversité et adaptation au changement climatique» Ministère français de l'Ecologie, du Développement Durable et de l'Energie (MEDDE), 3 octobre 2012, 19p.

164. Girard, M. C et Girard C. (1999). Traitement des données de télédétection. Paris, Ed. Dunod, ISBN: 2 -1000-4 185-1, 529p.

165. Giraut F., Guyot S. et Houssay-Holzschuch M. (2004). Les aires protégées dans les recompositions territoriales africaines. *L'information géographique*, Armand Colin, p.340-368. <Hal-00185681>

166. Gisabwamana G. (1995). Contribution à l'étude écologique du secteur Palmeraie de la Rusizi : analyse de la flore et de la faune. Mémoire de fin d'Etudes. Université du Burundi, Institut Supérieur d'Agriculture, 75p + Annexes

167. Glon E. et Hinnewinkel C. (2009). Protéger la nature, est-ce protéger la société? Géographie et cultures, 69 : 3-10.

168. Godard V. (2005). Typologie des paysages forestiers du sud du massif de Fontainebleau après la tempête de décembre 1999. Évaluation des dégâts forestiers à l'aide d'un semis de points et de l'imagerie satellitale optique. Rev. Int. de Géomatique, 15 (3) : 281-302.

169. Granier L. (2009). Participation des populations locales à la gestion des aires protégées et contribution à la lutte contre la pauvreté : de nouvelles solutions juridiques, http://www.ecocy.net/fr/journal.php?actu=29 consulté le 15/03/2015, 3p.

170. Griffiths T. and Robin L. (éds) (1997). Ecology and Empire. Environmental History of Settler Societies, Pietermaritzburg, Melbourne University Press, 248pp.

171. Grove R. (1995). Green imperialism. Colonial expansion, tropical islands edens and the origins of environmentalism, 1600-1860, Cambridge: Cambridge University Press, ISBN: 9780521403856; 560pp.

172. Groves R. H. (1998). Ecological indicators of landscape degradation. In: Landscape disturbance and biodiversity in Mediterranean-type ecosystems (eds). Rundel PW, Montenegro G, Jaksic FM), pp 55-62. Springer, Berlin Heidelberg, New York.

173. Guéneau S. et Franck J. (2004). Conservation de la biodiversité forestière tropicale en Afrique centrale : dépassionner les débats. Institut du développement durable et des relations internationales. Idées pour le débat n° 14/2005 | Ressources naturelles, 11p.

174. Guillaume S. M. (2009). La conservation : quand la biodiversité devient politique, le Panoptique, 4p http://www.lepanoptique.com/sections/sciences/la-conservation-quand-la-biodiversite-devient-politique/ consulté le 16/12/2014

175. Hadraoui Y. (2013). Etude diachronique de l'occupation du sol et de modélisation des processus érosifs du bassin versant du Bouregreg (Maroc) à partir des données d'observation de la Terre. Conservatoire National des Arts et Métiers, Ecole Supérieure des Géomètres et Topographes. Mémoire de Master, 89p.

176. Hady D., Bamba I., Barima Y. S. S. et al. (2011). Effets combinés du climat et des pressions anthropiques sur la dynamique évolutive de la végétation d'une zone protégée du Mali (Réserve de Fina, Boucle du Baoulé). Revue Science et changements planétaires / Sécheresse. Volume 22, numéro 2, Avril-Juin 2011.

177. Haila Y. (2002). A conceptual genealogy of fragmentation research: from island biogeography to landscape ecology. *Ecological Applications*, 12 : 321-334.

178. Hakizimana F. (1995). Contribution à l'étude écologique du Delta de la Rusizi : analyse de la physionomie végétale et de la faune. Mémoire de fin d'Etudes. Université du Burundi, Institut Supérieur d'Agriculture, 68p + Annexes.

179. Hannah L. and Salm R. (2005). Protected areas management in a changing climate. In: Lovejoy T. E. and Hannah L. (eds.) Climate change and biodiversity. New Haven and London: Yale University press, 440p.

180. Hannah L. (1992). African people, African parks: an evaluation of development initiatives as a means of improving protected conservation in Africa. USAID, Washington, D.C., 76p.

181. Hannah L., Midgley G. F., Lovejoy T., Bond W. J., Bush M., Lovett J. C., Scott D. and Woodward F. I. (2002). Conservation of biodiversity in a changing climate, Conservation Biology, 16: 264-268.
182. Hansson L. and Angelstam P. (1991). Landscape ecology as a theoretical basis for nature conservation. Landscape Ecology, 5 (4): 191-201.
183. Hardesty J., Myers R. and Fulks W. (2005). Fire, Ecosystems and People: A Preliminary Assessment of Fire as a Global Conservation Issue. In: The George Wright Forum. 22 (4): 78–87.
184. Hardin G. (1969). The Tragedy of Commons. In G. Hardin (1969): Population, Evolution and Birth Control, a collage of Controversial Ideas. San Francisco, Freeman and Company, pp. 367-380.
185. Hargis C.D., Bissonette J.A. and David J. L. (1997). Understanding measures of landscape pattern. In: Wildlife and landscape ecology (eds. Bissonette J.A.), pp. 231-261. Springer, Berlin Heidelberg, New York.
186. Harroy J.P, Lebrun J., Philemotte V.G., Biche Y., Laurent R., Simoens J..J. et Guillaume H. (1956). Le Ruanda-Urundi, ses ressources naturelles, ses populations. Bruxelles : Les Naturalistes belges, 153 p., ill.
187. Harroy J.P. (1949). Afrique, terre qui meurt. La dégradation des sols africains sous l'influence de la colonisation. Bruxelles : Editions Marcel Hayez, 557p.
188. Harroy J. P. (1984). Rwanda : De la féodalité à la démocratie 1955-1962. Bruxelles : Editions Hayez, 512p.
189. Hartley A., Nelson A., Mayaux P. and al. (2007). The Assessment of African Protected Areas. EUR 22780. A characterization of biodiversity value, ecosystems and threats, to inform the effective allocation of conservation funding. EN, Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities, 80p.
190. Hartley A., Nelson A., Buchanan G. and al. (2007). Prioritizing Protected Areas in Africa based on irreplaceability and threats: Towards a decision support tool for country level assessment. European Commission, Luxembourg, 75p.
191. Henle K., Lindenmayer D. B., Margules C. R. and al. (2004). Species survival in fragmented landscapes: Where are we now? Biodiversity and Conservation, 13: 1-8.
192. Héritier S. (2007). Les parcs nationaux entre conservation durable et développement local. Géocarrefour [En ligne], Vol. 82/4 | 2007, mis en ligne le 06 juin 2008, consulté le 10 octobre 2012. URL : http://geocarrefour.revues.org/2992, 6p.

193. Hocking M. and Phillips A. (1999). How well are we doing? Some thoughts on the effectiveness of protected areas. Parks, 9 (2): 5-14.
194. Hockings M., Stolton S., Leverington F. and al. (2006). Evaluating Effectiveness: A Framework for Assessing Management Effectiveness of Protected Areas, Second Edition. N°14. UICN, Gland, Suisse. xiv + 105p.
195. Honloukou A. (2014). Pauvreté, communauté et État. Comprendre les enjeux stratégiques pour une meilleure gestion des aires protégées au Bénin, 78p.
196. Hopkins J. J., Allison H. M., Walmsley C. A. and al. (2007). Conserving Biodiversity in a Changing Climate: guidance on building capacity to adapt, Department of Environment, Food and Rural Affairs, London, 32p.
197. Hote Y., Mahé G., Bonaventure S. and al. (2002). Analysis of a Sahelian annual rainfall index from 1896 to 2000, the drought continues, Hydrological Sciences-Journal-des Sciences Hydrologiques, 47 (4): 563-572.
198. Housérou D. et Toko Imorou I. (2015). Dynamique des formations végétales riveraines et capacité de charge autour de la retenue d'hydraulique pastorale de Dunkassa au Nord-Est du Bénin. Journal of Animal & Plant Sciences, 27(1): 4161-4169.
199. Howard P., Davenport T., Kigenyi F. and al. (2000). Protected area planning in the tropics: Uganda's national system of forest reserves. Conservation Biology, 14: 858-875.
200. http://donnees.banquemondiale.org/indicateur/ST.INT.ARVLconsulté le 4 mars 2016)
201. Hugh S. (2000). Aires Protégées. Avantages sans frontières. La CMAP en action, UICN/CMAP, rue Mauverney 28, CH-1196 Gland, Suisse. 19p.
202. Hughes R.H. et Hughes J.S. (1992). Répertoire des zones humides d'Afrique. UICN, Gland, Suisse et Cambridge, Royaume Uni / PNUE, Nairobi, Kenya / CMSC, Royaume Uni. xx + 808 pp.
203. Hulme D. and Murphree M.W. (ed.) (2001). African wildlife and livelihoods: the promise and performance of community conservation. James Currey, Oxford, UK, pp 336.
204. Hulme D. and Murphree M. (ed.). (2001). The Promise and Performance of Community Conservation. Portsmouth, N.H.: Heinemann, pp 336.
205. Huxley J. (1961). The conservation of wildlife and natural habitats in Central and East Africa, UNESCO, Paris, 131p.
206. IGEBU. Relevés annuels des données des stations climatologiques de 1981 à 2015.

207. INECN (2000). Stratégie Nationale et Plan d'Action en matière de Diversité Biologique, SNPA-DB. République du Burundi, Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement, INECN/PNUD/GEF, 126p.
208. INECN (2008). Modes de gouvernance et catégories d'aires protégées actuelles et futures au Burundi, p 56.
209. INECN (2009). Quatrième rapport du Burundi à la Convention sur la Diversité Biologique. Mise en œuvre de l'objectif 2010 de la CDB. INECN/GEF/PNUD, 101p.
210. INECN (2012). Plan d'action pour l'application du Programme de Travail sur les Aires Protégées de la Convention sur la Diversité Biologique. Rapport du Burundi au Secrétariat de la Convention sur la Diversité Biologique, 17p.
211. Inglada J. (2001). Etat de l'art en détection de changements sur les images de télédétection. Toulouse, CNES, 20p.
212. IPCC (2007). Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, M.L. Parry, O.F. Canziani, J.P. Palutikof, P.J. van der Linden and C.E. Hanson, Eds., Cambridge University Press, Cambridge, UK, 976 pp.
213. Jaeger J. A. G. (2000). Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. *Landscape Ecology*, 15:115–130.
214. James A.N (1999). Institutional constraints on protected area funding. Parks, 9(2): 15-26.
215. Jeremy B., Youssoufou S., Yahaya S. and al. (2007). Identification of ecological indicators for monitoring ecosystem health in the trans-boundary W Regional Park: A pilot study. Biological Conservation, 238: 73-88.
216. Joiris D.V. (2001). La gestion participative et le développement intégré des aires protégées in Avenir des Peuples des Forêts Tropicales, Volume II Une approche thématique, Bruxelles, Belgique, CE-DG VIII, 489-513.
217. Joiris D.V. et Bigombe Logo P. (2010). La gestion participative des forêts d'Afrique centrale. Un modèle à l'épreuve de la réalité. Versailles, Editions QUAE, Collection Synthèses, 236 p.
218. Joliveau T. (dir.) (2001). Les territoires de la participation. Dossier spécial, Géocarrefour, 76 (3) : 171-280.
219. Jollivet M. et Legay J.M. (2005). Canevas pour une réflexion sur une interdisciplinarité entre sciences de la nature et sciences sociales. Natures, Sciences, Sociétés 2/2005 Vol.13 : 184-188. URL :http://www.cairn.info/revue-natures-sciences-societes-2005-2-page-184.htm#no1

220. Jouve P. (2004). La croissance démographique, frein ou opportunité pour une intensification agricole durable en Afrique subsaharienne? Transition agraire et résilience des sociétés rurales. Courrier de l'environnement de l'INRA, 52 : 101-106.
221. Kabore A. (2010). Brousse des uns, aire protégée des autres. Histoire du peuplement, perceptions de la nature et politique des aires protégées dans le Gourma burkinabè: l'exemple de la Réserve partielle de faune de Pama. Thèse de Doctorat. Institut de Hautes Etudes Internationales (Genève) et du Développement pour l'obtention du grade de Docteur en études du développement, 397p.
222. Kakunze A. C. et Hatungimana J. (2008). Etat des lieux et problématique de gestion des aires protégées du Burundi, 16p.
223. Kaneza B. (2012). Pressions anthropiques sur les aires protégées du Burundi et stratégies de remédiation de l'INECN : Cas des Réserves naturelles forestières du Sud. Université du Burundi. Faculté des Sciences agronomiques. Rapport de stage, 35 p + Annexes.
224. Kanyamibwa S. (1998). Impact of war on conservation: Rwandan environment and wildlife in agony. Biodiversity and Conservation, 7: 1399-1406.
225. Karimumuryango J. (1995). Les feux de brousse dans les aires protégées du Burundi: méthode d'analyse et esquisse de solutions. Mémoire présenté à l'Institut Universitaire d'Etudes du Développement, Genève, 90 p.
226. Kasisi R. (2012). Les perspectives de la biodiversité en Afrique subsaharienne : repenser collectivement le modèle de gestion. Vertigo-la revue électronique en sciences de l'environnement, vol. 12, n° 2, [En Ligne] ; URL : http://vertigo.revues.org/12263; DOI : 10.4000/vertigo.12263
227. Katembo Vikanza P. (2011). Aires protégées, espaces disputés et développement au nord-est de la R.D. Congo. Thèse de Doctorat, Université Catholique de Louvain, 373p.
228. Kleitz G. (1994). Frontières des aires protégées en zone tropicale humide : quels projets de développement et de gestion des ressources naturelles ? Paris, Groupe de Recherche et d'Echanges Technologiques (GRET), 67p.
229. Koontz A. (2008). The Conservation Marketing Equation. A manual for conservation and development professionals, Enterprise Works/VITA, USAID, 44p.
230. Kooten G.C.V. and Bulte E.H. (2000). The ecological footprint: useful science or politics? Ecological Economics, 32: 385-389.

231. Koumba A. A. (2010). Contribution à l'étude de la flore, de la végétation et de la dynamique de l'occupation du sol dans le Parc National des Oiseaux du Djoudj (Région de Saint-Louis, nord Sénégal). Mémoire de Master. Université Cheikh Anta Diop de Dakar, Institut des Sciences de l'Environnement, 66 p.
232. Lagabrielle E., Metzger P., Martignac C. et al. (2007). Les dynamiques d'occupation du sol à la Réunion (1989-2002). CIRAD, Université de la Réunion, IRD. Revue Mappemonde, 86 (2007.2), 23p.
233. Lambin E. F., Turner B. L., Geist H. and al. (2001). The Causes of Land-Use and Land-Cover Change: Moving beyond the Myths. *Global Environmental Change,* 11: 261-269.
234. Landis J. R. and Koch G. G. (1977). The measurement of observer agreement for categorical data. Landscape ecology in biological conservation. (Eds. Gutzwiller K.J.), Springer, Berlin Heidelberg, New York, pp. 34-52.
235. Landreau B. (2012). Guide pour l'élaboration des Plans d'Affaires simplifiés pour les Aires Protégées. Fédération Internationale du Banc d'Arquin (FIBA). Agence Française pour le Développement (AFD), Fonds Français pour l'Environnement Mondial, 61p.
236. Landry V. (2009). La gestion des ressources naturelles : défis et approches nouvelles, 5p. In le Panoptique 1 (http://www.lepanoptique.com/sections:sciences), dernière visite du site, le 16/12/2014.
237. Larrère C. et Larrère R. (1997). Du bon usage de la Nature. Pour une philosophie de l'environnement, Paris, Aubier, Alto, 355 p.
238. Laslaz L. (2010). Parcs nationaux de montagne et construction territoriale des processus participatifs. Revue de géographie alpine/Journal of Alpine Research Vol. 98, 19p.
239. Lauginie F. (2007). Réalisation d'une étude d'identification d'un projet pour la réhabilitation et la protection du Parc national de la Ruvubu (Burundi), Rapport final (Commission Européenne, HPC), 194p.
240. Lepart J. et Pascal M. (2009). Sortir des espaces protégés pour conserver la biodiversité, Géographie et cultures, 69 : 11-24.
241. Les amis de la Terre (1999). Etangs et mares, de la nature au jardin, 13p. http://www.ful.ac.be/hotes/amisterre, dernière visite du site le 18 décembre 2015.
242. Lewalle J. (1972). Les étages de végétation du Burundi occidental: travaux de l'Université du Burundi, 173 p.
243. Lewalle J. (1968). Conservation of vegetation in Africa south of the Sahara, 338p.
244. Locke H. and Dearden P. (2005). Rethinking protected area categories and the new paradigm. Environmental Conservation, 32 (1): 1-10.

245. Lockwood M., Worboys L.G. and Kothari A. (2006). Managing Protected Areas: A Global Guide. London Earthscan, IUCN, xxx, 802 pp.
246. Mac Chapin (2004). A challenge to conservationists. World Watch, vision for a sustainable world. WORLD WATCH magazine, 17-31.
247. Mackenzie J.M. (1988). The empire of nature. Hunting, conservation and British imperialism. Manchester Univ. Press, Manchester (England), 340p.
248. Mackinnon J. K., Mackinnon G. C et Thorsell J. (1990). Aménagement et gestion des aires protégées tropicales, UICN, Suisse, 307p.
249. Macumi D. (2014). Gestion foncière et démographie au Burundi. Etats Généraux de l'Agriculture et de l'Elevage, Bujumbura (Burundi), 16-19 juillet 2014, 11p.
250. Mahamadou S. M. et Boureima A. (2015). Indicateurs de mesure de la pression anthropique sur les ressources naturelles : exemple de la périphérie du Parc « W » dans la commune rurale de Tamou au Niger. Vertigo-la revue électronique en sciences de l'environnement, vol. 14, n° 1, http://vertigo.revues.org/14754 consulté le 15/2/2015
251. Maldague M. (1980). Les problèmes qui se posent aux forets ombrophiles tropicales. République du Burundi. Rapport technique RP/I979-8O/2/7.V0I FMR/SC/EC 0/8 0/114. UNESCO, Paris, 144p.
252. Malthus T. (1798). An essay on the principles of population. John Murray, London (United Kingdom), 134p.
253. Mamadou D. (2006). Savoirs locaux, conservation de la biodiversité et gestion durable des aires protégées : L'Exemple de la Réserve de Biosphère du Delta du Saloum. Mémoire de Diplôme d'Etudes Approfondies. Université Cheikh Anta Diop de Dakar, Institut des Sciences de l'Environnement, 97p.
254. Maman M. I., Mahamane A., Mbow C., Mahamane S., et Bachmann Y. (2011). Dynamique spatio-temporelle des forêts claires dans le Parc national du W du Niger (Afrique de l'Ouest). Sécheresse 2011, 22: 108-116.
255. Manuel B. et Doumenge C. (2008). Entre marginalisation et démagogie : quelle place reste-t-il pour les communautés locales dans les aires protégées ? Les Cahiers d'Outre-Mer [En ligne], 244 | 2008, mis en ligne le 01 octobre 2011, consulté le 01 décembre 2012. URL : http://com.revues.org/5476 ; DOI : 10.4000/com.5476, p 459-488.
256. Mas J. F. (2000). Une revue des méthodes et des techniques de télédétection du changement. Canadian Journal of Remote Sensing, 26 (4): 349-362.

257. Masharabu T. (2011). Flore et végétation du Parc National de la Ruvubu au Burundi : diversité, structure et implications pour la conservation. Thèse de doctorat, Université Libre de Bruxelles, Belgique, 224p.

258. Mather A. S. and Needle C. L. (2000). The relationships of population and forest trends. The Geographical Journal, 166: 2–13.

259. Mauchamp L. (2012). L'observatoire national de la biodiversité et les indicateurs. « Biodiversité et adaptation au changement climatique» Ministère français de l'Ecologie, du Développement Durable et de l'Energie (MEDDE), 3 octobre 2012, 20p.

260. Mawdsley J. R., O'Malley R. and Ojima D. S. (2009). A Review of Climate-Change Adaptation Strategies for Wildlife Management and Biodiversity Conservation. Conservation Biology, 23: 1080-1089.

261. Mayaux P., Eva H.D., Palumbo I. et al. (2007). Apport des techniques spatiales pour la gestion des aires protégées en Afrique de l'Ouest. *In* : Fournier A., Sinsin B., Mensah G. A. (éds). Quelles aires protégées pour l'Afrique de l'Ouest ? Conservation de la biodiversité et développement. Paris, IRD, coll. Colloques et séminaires, p.321-328.

262. Mbow C. (2009). Potentiel et dynamique des stocks de carbone des savanes soudaniennes et soudano-guinéennes du Sénégal. Thèse de Doctorat d'Etat en Sciences de l'Environnement. Université Cheikh Anta Diop Dakar (Sénégal), 319p.

263. Mbow C. (2000). Etude des caractéristiques spatio-temporelles des feux de brousse et de leur relation avec la végétation dans le Parc National du Niokolo-Koba (Sud-est du Sénégal). Thèse de Doctorat de 3ème cycle en Sciences de l'Environnement. Université Cheikh Anta Diop de Dakar (Sénégal), 121 p.

264. Mc Kee T. B., Doesken N. J. and Kleist J. (1993). The relationship of drought frequency and duration to time scale. Preprints, 8th Conference on Applied Climatology. Anaheim CA. p.179-184.

265. McCarty J.P. (2001). Ecological consequences of recent climate change. *Conservation Biology*, 15: 320–331.

266. McGarigal K. and Marks B. J. (1995). Fragstats: Spatial Pattern Analysis Program for Quantifying Structure. Department of Agriculture, Pacific Northwest Research Station General Technical Report PNW-GTR-351. Oregon, USA. (disponible sur Internet http: // www.fs.fed.us/pnw/pubs/gtr_351.pdf)

267. MEA (2005). Rapport de synthèse de l'Evaluation des Ecosystèmes pour le Millénaire. Millenium Ecosystem Assessment, 59p.

268. Meadows D., (1972). The limits to growth. New York, Universe Books, 205 p.

269. Mena Wa Mena J.B. (2007).La gestion participative des aires protégées en République Démocratique du Congo. Institut Congolais pour la Conservation de la Nature. In Fournier Anne (éd.), Sinsin B. (éd.), Mensah G.A. (éd.), Wangari E. (préf.). Quelles aires protégées pour l'Afrique de l'Ouest ? Conservation de la biodiversité et développement. Paris IRD, p. 537-538.
270. Mengue-Medou C. (2002). Les aires protégées en Afrique : perspectives pour leur conservation. Vertigo[en ligne, la revue électronique en sciences de l'environnement]. 2002, vol.3, n°1, avril 2002, 19p, Disponible sur http://vertigo.revues.org/index4126.html
271. Méot A. (2003). Introduction aux statistiques inférentielles. De la logique à la pratique. Edition De Boeck Université, 365p.
272. Milian J. et Rodary Estienne. (2008). Les parcs nationaux dans le monde, un aperçu cartographique. In : Héritier S. (dir.), Laslaz L. (dir.), Arnould P. (préf.). Les parcs nationaux dans le monde : protection, gestion et développement durable. Paris : Ellipses, 33-47. (Carrefours. Les Dossiers). ISBN 978-2-7298-3950-5.
273. Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement (1997). Stratégie Nationale de l'Environnement au Burundi. Projet BDI/96/001 « Appui à la Restauration de l'Environnement au Burundi », République du Burundi, 178p.
274. Ministère de l'Aménagement du Territoire, du Tourisme et de l'Environnement (2007). Plan d'Action National pour l'Adaptation au changement climatique, PANA. République du Burundi, 88p.
275. Mogba Z. et Freudenberger M. (sd). Migration Humaine dans les Zones Protégées d'Afrique Centrale: Le Cas de la Réserve Spéciale de Dzanga-Sangha. Yale F& ES Bulletin, Bulletin 102 : 113-139.
276. Montpetit S. (2013). Les aires protégées transfrontalières : au-delà de la conservation de la biodiversité. Essai pour l'obtention du grade de Maîtrise en Ecologie internationale, Université de Sherbrooke, 101p.
277. Mumbere Lukombola P. (2009). De la contribution de la communauté internationale dans la protection des aires protégées; cas des réserves des gorilles du nord Kivu. http://www.memoireonline.com/12/10/4132/m consulté le 16/12/2014, 54p.
278. Myers R., Mittermeier R.A., Mittermeier C.G., Da Fonseca G.A.B. and Kent J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. Nature, vol. 403: 853-858.

279. N'guessan F. R. M., Nagnin S., Vieux B. T. et al. (2014). Variabilité climatique et son incidence sur les ressources en eaux de surface : cas des stations de Bocanda et de Dimbokro, Centre-Est de la Côte d'Ivoire en Afrique de l'Ouest. Afrique SCIENCE, 10 (4) : 118-134.
280. Nahimana I. (2004). Etude de la dynamique et de la répartition spatiale des infractions dans les aires protégées du Burundi : Cas des Monuments Naturels de l'Est. Mémoire de fin d'Etudes. Université du Burundi, Faculté des Sciences Agronomiques, 68p + Annexes
281. Naro-Maciel E., Sterling E.J.et Madhu R. (2007). Aires protégées et Conservation de la biodiversité I : Aménagement et création de réserve. Document de synthèse. Center for Biodiversity and Conservation (American Museum of Natural History), National Science Foundation or United States Fish and Wildlife Service, 49p.
282. Ndagijimana D. (1999). Etude de l'impact des microréalisations de l'INECN sur la préservation de la biodiversité du Parc national de la Rusizi. Mémoire de fin d'Etudes. Université du Burundi, Faculté des Sciences Agronomiques, 79p + Annexes.
283. Ndemanou R. (2012). La problématique de gestion des aires protégées en Afrique Centrale : le cas du Parc National de la Lopé au Gabon, Yaoundé, Réseau ECOFAC, 34p.
284. Nderagakura D. (1999). Etude de la dynamique des infractions et approche rationnelle de gestion communautaire des aires protégées du Burundi : Cas du Parc national de la Kibira. Mémoire de fin d'Etudes. Université du Burundi, Faculté des Sciences Agronomiques, 80p + Annexes.
285. Nelson J. and Hossack L. (2001). Indigenous Peoples and Protected Areas in Africa : From Principle to Practice. Forest Peoples Program, 40 p.
286. Nelson A. and Chomitz K. (2009). Protected Area Effectiveness in Reducing Tropical Deforestation: A global analysis of the impact of protection status. Independent Evaluation Group, Evaluation Brief 7. The World Bank, Washington, D.C, 42p.
287. Nelson A. (2008). Travel time to major cities: A global map of Accessibility. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg. DOI: 10.2788/95835, ISBN: 978-92-79-09771-3.
288. Neumann R.P. (1998). Imposing Wilderness: struggles over livelihood and nature preservation in Africa, Los Angeles and Berkeley: University of California Press, 268 pp.
289. Ngabonziza J. (2004). Etude de la problématique de la cohabitation multisectorielle et des conflits d'utilisation des ressources biologiques dans les aires protégées du Burundi : Cas du secteur Rwegura du Parc national de la Kibira. Mémoire de fin d'Etudes. Université du Burundi, Faculté des Sciences Agronomiques, 76p + Annexes.

290. Niang C. I. (1990). Des crises écologiques en Occident au défi énergétique en Afrique. In Revue Internationale des Sciences Sociales, n°124.
291. Nicholls H. (2004). The Conservation Business, PLoS Biology, Vol.2 (9): 1256-1259.
292. Nicholson E., Keith D. A. and Wilcove D. S. (2009). Assessing the threat status of ecological communities. Conservation Biology, 23:259-274.
293. Nicholson S. E. (1994). Recent rainfall fluctuations in Africa and their relationship to past conditions over the continent. The Holocene, 4 (2): 121-131.
294. Nindorera D. et Manirambona A. (2008). Quelques dispositions légales essentielles relatives aux parcs nationaux et réserves naturelles du Burundi, UICN, CARPE, 18p.
295. Nindorera D., Hakizimana F. et Nzigidahera B. (2000): 20 ans d'existence de la Réserve Naturelle de la Rusizi (1980-2000), INECN, 35p.
296. Ninganza C. (2002). Etude de la dynamique et de la répartition spatiale des infractions dans les aires protégées du Burundi : Cas de la Réserve de la Rusizi. Mémoire de fin d'Etudes. Université du Burundi, Faculté des Sciences Agronomiques, 64p + Annexes.
297. Nintije P. (1999). Etude de la dynamique des infractions et approche rationnelle de gestion communautaire des aires protégées du Burundi : Cas des Réserves Naturelles Forestières du Sud. Mémoire de fin d'Etudes. Université du Burundi, Faculté des Sciences Agronomiques, 82p + Annexes.
298. Nizigiyimana A. (2012). Menaces anthropiques sur les aires protégées du Burundi et stratégies de remédiation : Cas de la Réserve Naturelle de la Rusizi. Université du Burundi, Faculté des Sciences Agronomiques. Rapport de Stage, 24p+ Annexes.
299. Noss R. F. (1996). Ecosystems as conservation targets. Trends in Ecology & Evolution, 11:351.
300. Nouidemona J.D (2004). La problématique des activités humaines dans les aires classées: Cas du Parc National du Delta du Saloum (Sénégal). Mémoire de DEA. Université Cheikh Anta Diop de Dakar, Institut des Sciences de l'Environnement, 95p.
301. Noyola-Medrano M.C. (2006). L'évolution morphologique actuelle du Champ Volcanique de la Sierra Chichinautzin (Mexique) à partir de l'analyse tomomorphométrique des cônes de scories et du changement de l'occupation du sol. Thèse de Doctorat. Université Paris 7 Denis-Diderot, 495p.
302. Ntacoyampaye A. (2012). Pressions anthropiques sur les aires protégées du Burundi et stratégies de remédiation de l'INECN : Cas du Parc National de la Ruvubu. Rapport de stage. Université du Burundi, Faculté des Sciences agronomiques, 28 p + Annexes.

303. Ntakimazi G., Nzigidahera B., Nicayenzi F. et West K. (2000). L'état de la diversité biologique dans les milieux aquatiques et terrestres du Delta de la Rusizi. Projet de lutte contre la pollution et autres mesures visant à protéger la biodiversité du Lac Tanganyika (RAF/92/G32), UNDP-GEF. 51p + Annexes.
304. Ntakimazi G. et Nzigidahera B. (1999). Le secteur Delta du Parc national de la Rusizi : conditions écologiques, flore et faune, 48p.
305. Ntiranyibagira E. (1998). L'agroforesterie comme composante de la protection intégrée des formations forestières naturelles au Burundi. Actes de l'Atelier de formation 16-18 juillet 1998 (Bururi), Projet Agroforestier de Makamba, 5p.
306. Ntiranyibagira E. (2000). Analyse de l'utilisation et de la durabilité de l'exploitation des ressources de la diversité biologique au Burundi. Rapport final, Stratégie Nationale et Plan d'Action en matière de Diversité Biologique, SNPA-DB, 45p.
307. Ntiranyibagira E. (2014). Télédétection spatiale et suivi de la végétation et de l'eau dans le Département de Kaffrine (Sénégal), de 1998 à 2012. Mémoire de Master. Université Cheikh Anta Diop de Dakar, Institut des Sciences de l'Environnement, 75p + Annexes
308. Ntiranyibagira E., Sambou B., Sambou H. and al. (2017). Influence of Peripheral Socio-economic Interactions and Participatory Management on the Exploitation and Evolution of the Rusizi National Park (Burundi) from 1984 to 2015. Journal of Geography, Environment and Earth Science International 9(3): 1-16, 2017; DOI: 10.9734/JGEESI/2017/32025, ISSN: 2454-7352 SCIENCEDOMAIN international www.sciencedomain.org
309. Ntiranyibagira E., Sambou B., Sambou H. and al. (2017). Analysis of Landscape Dynamics, Trend Indicators and Evolutionary Trends in the Rusizi National Park (Burundi) from 1980 to 2015 by Remote Sensing and Field Investigations. American Journal of Environmental Protection, 2017; 6(2): 31-49 http://www.sciencepublishinggroup.com/j/ajep, DOI: 10.11648/j.ajep.20170602.12, ISSN: 2328-5680 (Print); ISSN: 2328-5699 (Online)
310. Nzeyimana L. (1998). Aménagement et environnement dans la plaine de la basse Rusizi. Université du Burundi, Faculté des Lettres et Sciences Humaines. Mémoire de fin d'études universitaires, 75p.
311. Nzigidahera B. (2003). Etude d'évaluation des impacts des actions anthropiques et du degré de disparition de la biodiversite : Proposition de Plan de gestion de la Réserve Naturelle de la Rusizi, Réserve de Biosphère en projet. INECN, UNESCO-MAB, 59p.

312. Nzigidahera B. (2006). Etudes de vulnérabilité et d'adaptation aux changements climatiques au Burundi. Ecosystèmes terrestres. Projet PANA, 66p.
313. Nzigidahera B. (2008). Etude de base pour la Réhabilitation de la Réserve Naturelle de la Rusizi. Programme Transitoire de Reconstruction Post Conflit (PTRPC) au Burundi, 98p.
314. Oates J.F. (1999). Myth and reality in the rain forest: how conservation strategies are failing in West Africa. University of California Press, Berkely, CA, xxviii, 310 pp.
315. OBPE. Rapports mensuels et annuels d'activités de gestion de 1987 à 2015.
316. OECD (1993). Core set of indicators for environmental performance reviews. OCDE, Paris, http://www.virtualcentre.org/en/dec/toolbox/Refer/gd93179.pdf, dernière visite du site effectuée le 15 février 2016
317. Oertli B. et Frossard P.A (2013). Mares et étangs : Ecologie, gestion, aménagement et valorisation. Broché, Collection « Gérer l'Environnement ». Presses Polytechniques et Universitaires Romandes (PPUR), Lausanne, 480p.
318. Oloukoï J. (2012). Utilité de la télédétection et des systèmes d'information géographique dans l'étude de la dynamique spatiale de l'occupation des terres au centre du Bénin. Thèse de Doctorat Unique, EDP/FLASH/UAC, Bénin, 304 p.
319. Oloukoi J., Mama V.J. et Agbo F.B. (2006). Modélisation de la dynamique d'occupation des terres dans le département des Collines au Bénin. Télédétection, 6 (4): 305-323.
320. Olson D., Dinerstein E., Wikramanayake E. and al. (2001). Terrestrial ecoregions of the world: a new map of life on earth. Bioscience, 51: 933-938.
321. Olson, D.M. and Dinerstein E. (2002). The Global 200: priority ecoregions for global conservation. Annals of the Missouri Botanical Garden, 89: 199-224.
322. Organisation des Nations Unies (1992). Convention sur la Diversité Biologique, 32p.
323. Organisation Internationale des Bois Tropicaux (2002). Réintégrer les forêts secondaires dans le paysage. OIBT, Actualités des Forêts Tropicales 10/4/2002.
324. Ouattara T., Dubois J.M et Gwyn J. (2006). Méthodes de cartographie de l'occupation des terres en milieu aride à l'aide des données multi-sources et de l'indice de végétation TSAVI. Télédétection, 6 (4): 291-304.
325. Parent J. (2006). L'indicateur apocalyptique, 5p. In le Panoptique 4 (http://www.lepanoptique.com/sections:sciences)
326. Pèlerin E., Mansion A. et Lavigne Delville P. (2011). Afrique des Grands Lacs : droit à la terre, droit à la paix. Des clés pour comprendre et agir sur la sécurisation foncière rurale, Coll. Études et Travaux, série en ligne n° 30, Coéditions CCFD–Terre Solidaire / GRET, www.gret.org, 127 p.

327. Pelt J.M. (2010). Les dons précieux de la nature, 221p.
328. Pereboom V. (2006). Mode d'utilisation du milieu fragmenté par une espèce forestière aux habitudes discrètes, la martre des Pins Martes martes. Thèse de Doctorat, Spécialité Biologie des organismes. Université d'Angers, France, 75p.
329. Peredo-Videa B. (2008). Climate change, energy and biodiversity conservation in Bolivia – roles, dynamics and policy responses. *Policy Matters*,16:163-167.
330. Péron X. (1995). L'occidentalisation des Maasaï du Kenya : privatisation foncière et destruction sociale chez les Maasaï du Kenya. Paris : L'Harmattan, 324p.
331. Pimbert M. (1997). La Convention sur la Diversité Biologique, cinq ans après Rio. Journal of International Development, 9 (3): 415-425.
332. Pimm S.L., Jones H.L. and Diamond J.M. (1988). On the risk of extinction. American Naturalist, 132: 757-785.
333. PNUD (1996). Effet de la crise sociopolitique sur l'Environnement au Burundi. Bujumbura, 185p.
334. PNUE (1992). Convention sur la Diversité Biologique. Nairobi, 50p.
335. PNUE (2010). Rapport Annuel de 2009. Saisir les opportunités de l'Economie Verte
336. PNUE/CDB (1994). La Convention sur la diversité biologique : Texte et Annexes. Montréal, Canada. 34p.
337. Polisi A. (2010). Gestion de la Réserve naturelle de la Rusizi au Burundi. Problématique des activités anthropiques et du déclin des populations animales. Mémoire de Master en Sciences de l'Environnement. Université de Liège, Campus d'Arlon, 63p.
338. Pontius R. G. (2000). Quantification error versus location in comparison of categorical maps. Photogrammetric Engineering and Remote Sensing, 66 (8): 1011-1016.
339. Pouilloux C. (1978). Protection de la forêt de la Kibira. Projet FAC-CCCE.
340. Raffin J. P. (2005). De la protection de la nature à la gouvernance de la biodiversité. Ecologie et Politique, 97-109.
341. Ramade F. (1981). Ecologie des ressources naturelles. Paris, Masson, 322p.
342. Ramsar (2006). Le Manuel de la Convention RAMSAR, 4ème Edition, 124p.
343. Raven P.H., Berg L.R. and Hassenzahl D.M. (2008). Environment, 6th Edition, Wiley. Edition De Boeck Université pour la traduction et l'adaptation française, 687p.
344. RDB (2012a). Nyungwe national Park management plan 2012-2021. Rwanda Development Board, tourism and conservation department, FEM/PNUD. République du Rwanda, Vision 2020 du Rwanda, 132 p.

345. RDB (2012b). Volcanoes national Park management plan 2012-2021. Rwanda Development Board, tourism and conservation department, GEF/UNDP, 114p.
346. Reekmans M. (1975). Problèmes de la Conservation de la nature au Burundi. Doctorat en Sciences botaniques. Université de Liège (Belgique)
347. Reekmans M. (1980). La végétation de la plaine de la basse Rusizi (Burundi). Bulletin du Jardin Botanique Belge, 50: 401-444.
348. Requier-Desjardins M. (2012). Enjeux et modes d'intégration de la dimension socio-économique dans la surveillance environnementale. CIHEAM-IAMM, France, UMR MOISA / CSFD, Options méditerranéenes, 14p.
349. Réseau Européen pour la Conservation des Mares et des Étangs (2009). Manifeste pour les mares et les étangs, pdf sous: www.europeanponds.org. Fondation MAVA, 20p.
350. Ribot J. C. and Peluso N. L. (2003). A Theory of Access. Wiley, Rural Sociology, 68 (2): 153-181.
351. Rice R. (2001). Conservation Concessions-Concept Description. Center for Applied Biodiversity Science, Conservation International, Washington D.C, 5p.
352. Robin M. (2002). Télédétection, des satellites au SIG. Une analyse complète du processus de création d'un type essentiel d'information géographique. Nathan Université. ISBN: 2 -0919-1224-7, 318p.
353. Rodary E. (2001). Les espaces naturels : l'aménagement par la participation ? Mise en réseau et territorialisation des politiques de conservation de la faune en Zambie et au Zimbabwe. Thèse de Doctorat, Université d'Orléans, France, 531p.
354. Rodary E., Castellanet C. et Rossi G. (dir.) (2003). Conservation de la nature et développement. L'intégration impossible ? Paris, GRET, Karthala, 308p.
355. Rodríguez J.P., Rodríguez-Clark K.M., Baillie J. E. M. et al. (2011). Elaboration des Critères de l'UICN pour la Liste Rouge des Ecosystèmes Menacés. Conservation Biology, Volume 25, 11p.
356. Rodríguez J. P., Balch J. K. and Rodríguez-Clark K. M. (2007). Assessing extinction risk in the absence of species-level data: quantitative criteria for terrestrial ecosystems. Biodiversity and Conservation, 16: 183-209.
357. Rossi G. (2000). Ecologie du Nord, paysans du Sud : environnement et développement rural. Paris, CNRS Ed, 324p.
358. Rossi G. (2000). Ingérence écologique. Environnement et développement rural du Nord au Sud. CNRS Editions Coll. Espaces et Milieux, Paris, 248p.

359. Runte A. (1997). National parks: the American experience. University of Nebraska Press, Lincoln, Nebraska, USA, xxiii, 335 pp.

360. Rwanyiziri G. (2002). Populations et aires protégées en Afrique de l'Est (Burundi, Kenya, Ouganda, Rwanda, Tanzanie). Mémoire présenté à l'Université Michel de Montaigne-Bordeaux III en vue de l'obtention de DEA en Géographie, 129p.

361. Rwanyiziri G. (2009). Géopolitique de l'environnement au Rwanda. Pour une gouvernance participative des espaces protégés. Geography, Université de Pau et des Pays de l'Adour (France). Thèse de Doctorat, 477p. HAL Id: tel-00449865 https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00449865

362. Sachs I. (1993). L'écodéveloppement. Paris : Syros, 120p.

363. Sachs I. (1997). *L'écodéveloppement*. Paris, Syros, 123p.

364. Sajaloli B. et Dutilleul C. (2001). Les mares, des potentialités environnementales à revaloriser. Programme national de recherche sur les zones humides. Rapport final. Centre de biogéographie-écologie (FRE 2545 CNRS - ENS LSH), 142 p.

365. Sambou B. (2004). Evaluation de l'état, de la dynamique et des tendances évolutives de la flore et de la végétation ligneuses dans les domaines soudanien et sub-guinéen au Sénégal. Thèse de Doctorat d'Etat en Sciences Naturelles. Université Cheikh Anta Diop de Dakar (Sénégal), 209p.

366. SANDRE (2005). Description des données sur les plans d'eau. Version 1, Ministère de l'Ecologie et du développement Durable, République Française. http://sandre.eaufrance.fr/ftp/documents/fr/ddd/pla/20051/sandre_presentation_PLA_2005-1.pdf consulté le 19 février 2016

367. Saporta G. (2006). Probabilités, Analyse des données et Statistiques. Deuxième édition révisée et augmentée. Editions Technip, 622p.

368. Sarr M.A. (2009). Cartographie des changements de l'occupation du sol entre 1990 et 2002 dans le nord du Sénégal (Ferlo) à partir des images Landsat. *Cyber géo : European Journal of Geography*, Environnement, Nature, Paysage, article 472, 17p.

369. Schlaepfer R. (2002). Analyse de la dynamique du paysage. Fiche d'enseignement 4.2, Laboratoire de Gestion des Ecosystèmes (GECOS), Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne, Lausanne, p 11.

370. Sihan B., Rhazi L., Ernoul L., Mathevet R., Amami B., Er-Riyahi S., Muller S.D. and Grillas P. (2015). Combining vulnerability analysis and perceptions of ecosystem services in sensitive landscapes: A case from western Moroccan temporary wetlands. Journal for Nature Conservation, 27: 1-9.

371. Simon J. (1985). L'homme, notre dernière chance. Croissance démographique, ressources naturelles et niveau de vie. Paris: Presses Universitaires de France, 428p.
372. Simon J. (1989). On aggregate empirical studies relating population variables to economic development. Population and Development Review, 15: 323-332.
373. Sinarinzi E. (2006). Etude de vulnérabilité et d'adaptation aux changements climatique au Burundi: climat et l'eau. Projet Préparation du Plan d'Action National d'Adaptation aux changements climatiques (PANA) PNUD-FEM/MINATTE, 57p.
374. Sindayizeruka O. (2000). Gatumba: Etude socioéconomique du village de Gatumba, Bujumbura Rural, Burundi. Projet de lutte contre la pollution et autre mesures visant à protéger la biodiversité du Lac Tanganyika (RAF/92/G32), 30p.
375. Smith J. (2013). Gestion et financement des aires protégées pour leur adaptation au changement climatique: Une analyse rapide des possibilités. UNEP-WCMC rapport technique, 61p.
376. Soubeyroux J. M., Kitova N., Blanchard M., Vidal J. P., Martin E. et Dandin P. (2012). Sècheresse des sols en France et changement climatique, La Météorologie, 78: 21-30.
377. Soudani K. (2005). Introduction générale à la télédétection. Partie I : Bases physiques et exemples d'application aux couverts végétaux. Cours Université Paris Sud XI, 26p.
378. Soulé M. E. and Terborgh J. (1999). Conserving nature at regional and continental scales? A scientific program for North America. Bioscience, 49 (10): 809-817.
379. Sournia G. (1990). Les aires de conservation en Afrique francophone : aujourd'hui et demain espaces à protéger ou espaces à partager ? Cahier d'Outre-mer, 42, p172.
380. Sournia G. (1996). Les aires protégées d'Afrique francophone (Afrique centrale et occidentale). Hier, aujourd'hui, demain. Espaces à protéger ou espaces à partager ? Thèse de doctorat, Bordeaux, Université de Bordeaux III, 302p.
381. Sournia G. (1998) Les aires protégées d'Afrique francophone. Paris, ACCT, Éd Jean-Pierre de Monza, 272 p.
382. Stern N. (2006). Stern Review on The Economics of Climate Change, HM Treasury, London, UK, 662p.
383. Stott A. and Haines-Young R. (1996). Linking land cover, intensity of use and botanical diversity in an accounting framework in the UK.
384. Stuart S. N., Wilson E. O., McNeely J. A., Mittermeier R. A. and Rodríguez J. P. (2010). The barometer of life. Science, 328:177-177.

385. Tabopda W. G. and Fotsing J. M. (2010). Quantification de l'évolution du couvert végétal dans la réserve forestière de Laf-Madjam au nord du Cameroun par télédétection satellitale. Sécheresse, 21 (3): 169-178.

386. Tardif G. (1999). Mesures à privilégier en bordure des aires protégées au Québec pour contribuer à l'atteinte de leurs objectifs. Gouvernement du Québec, Ministère des Ressources naturelles, Rapport d'Expertise, 113p.

387. TEEB (2010) L'Économie des écosystèmes et de la biodiversité : intégration de l'économie de la nature. Une synthèse de l'approche, des conclusions et des recommandations de la TEEB, www.unep.org/pdf/TEEB_FR.pdf. consulté le 15/02/2016

388. Terborgh J. (1974). Faunal equilibria and the design of wildlife preserves. In F. Golley and E. Medina, editors. Tropical ecological systems: trends in terrestrial and aquatic research. Springer-Verlag, New York, pp 369-380.

389. Terborgh, J. and van Schaik C.P. (1997). Minimizing species loss: the imperative of protection. In Kramer R., van Schaik C. and Johnson J. éds. *Last stand: protected areas and the defense of tropical biodiversity*, University of Oxford Press, Oxford, United Kingdom, 15-35.

390. Terborgh J., Van Schai C., Davenport L.C. and al. (editors) (2002). Making parks work: strategies for preserving tropical nature. Island Press, Washington D.C, 511p.

391. Théberge D., Côté S., Hébert M., Boulfroy E., Blanchet P. et Lessard G. (2012). Exploration des concepts reliés aux aires protégées incluant différentes formes d'utilisation humaine dans la Capitale-Nationale. SHFQ et CERFO, 86p.

392. Theodore T. et Serge C. La Gestion des Ressources Naturelles dans les Zones Périurbaines d'Afrique Centrale: une approche privilégiant les parties prenantes. Université Libre de Bruxelles. http://cea.revues.org/488?lang=en consulté le 14/12/2014

393. Thompson R. S., Anderson K. H. and Bartlein P. J. (1999). Atlas of Relations Between Climatic Parameters and Distributions of Important Trees and Shrubs in North America. U.S. Geological Survey, Professional Paper 1650, part A and part B.

394. Tiffen M., Moltimore M. and Gichuki F. (1994). More people, less erosion: environmental recovery in Kenya. Chichester: John Wiley and Son, 311p.

395. Tilman D., May R. M., Lehman C. L. and al. (1994). Habitat destruction and the extinction debt. Nature, 371:65-66.

396. Touchart L. (2007). Géographie de l'étang : Des théories globales aux pratiques locales. Edition l'Harmattan, 228 p.

397. Triplet P. (2009). Manuel de Gestion des Aires Protégées d'Afrique Francophone, 1250p.

398. Turnbull C. (1987) Les Iks: survivre par cruauté. Nord Ouganda. Paris : Plon /Terre humaine, 389p.
399. Turner M.G. (1989). Landscape ecology: the effect of pattern on process. Annual Review of Ecological Systems, 20: 171-197.
400. UICN (2002). Le tourisme durable dans les aires protégées. Principes directeurs de planification et de gestion. Gland : UICN, 94p.
401. UICN (1994). Lignes directrices pour les catégories de gestion des aires protégées. Commission des parcs nationaux et des aires protégées de l'Union mondiale pour la nature, avec l'assistance du Centre mondial de la surveillance continue de la conservation. 102 p.
402. UICN (1999). Parks for biodiversity: policy guidance based on experience in ACP countries. Prepared by the World Commission on Protected Areas (WCPA) of IUCN. Brussels and UICN, Gland, Switzerland and Cambridge, U.K, 124p.
403. UICN (2003). Déclaration du 21 Mars 2003 sur les conflits armés et environnement. Gland : UICN, 2p.
404. UICN (2004). Déclaration de Bangkok sur la gouvernance des ressources naturelles pour la conservation et le développement durable. Bangkok, 4p.
405. UICN (2012). Cadre et outils d'évaluation de l'efficacité de la gestion des aires protégées en Afrique de l'ouest et du centre. Programme Afrique Centre et Ouest, 21p.
406. UICN (2014). Nouvelles des Aires Protégées en Afrique n°74
407. UICN, (1992). Protected areas of the World: a review of national systems. Volume 3: Afrotropical. Prepared par World Conservation Monitoring Centre. UICN, Gland, Switzerland and Cambridge, U.K, 360p.
408. UICN, PNUE et WWF (1980). Stratégie Mondiale de la Conservation. La conservation des ressources vivantes pour le développement durable, Gland, UICN, 64p.
409. UICN-PACO (2011). Parcs et réserves du Burundi : évaluation de l`efficacité de gestion des aires protégées. UICN/PACO, Ouagadougou, Burkina Faso, 107p.
410. UICN-PACO (2012). Acteurs et gouvernance des aires protégées d'Afrique de l'Ouest : quelle contribution à la conservation ? Ouagadougou, BF: UICN/PACO, 171p.
411. UICN-PAPACO (2010). Programme Aires Protégées Tracking Tool. Parc National de la Rusizi, Fiche de synthèse, 9p.
412. UICN-PAPACO (2012). Renforcer la conservation des aires protégées d'Afrique. Synthèse de la rencontre de WEOTENGA. Burkina-Faso, 25-27 octobre 2011, 58p.

413. Ulbricht K.A. and Heckenford W.D. (1998). Satellite images for recognition of landscape and land uses changes. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing, vol.53: 235-243

414. UNEP-WCMC (2008). *State of the world's protected areas*: *an annual review of global conservation progress.* Cambridge, United Kingdom, 36p.

415. Verschuren J. (1968). Mourir pour les Eléphants : vingt années d'étude et de protection des grands animaux sauvages, Edition L. Cuypers

416. Veyret Y. (2012). Dictionnaire de l'Environnement, Paris, Armand Colin, 403p.

417. Vié J. C., Hilton-Taylor C., Pollock C. and al. (2009). The IUCN Red List: a key conservation tool. In J.-C. Vié, C. Hilton-Taylor, and S. N. Stuart, editors. Wildlife in a changing world - an analysis of the 2008 IUCN Red List of Threatened Species. IUCN, Gland, Switzerland, 1-14.

418. Vitousek P. M., Mooney H.A., Lubchenco J. and Melillo J.M. (1997). Human domination of Earth's ecosystems. Science, 277: 494-499.

419. Vives, M. (2001). Les aires protégées: un arc à plusieurs cordes, Canopée n°20, juin 2001

420. Wackernagel M. et Rees W. (1999). Notre empreinte écologique. Les éditions Société, Montréal, Canada, 207p.

421. Wakana M. et Debonnet G. (1996). Parc National de la Rusizi: Plan de Gestion. Projet d'appui à la protection des ressources naturelles (APRN). GTZ/INECN, 99p + Annexes.

422. Walker B., Steffen W., Canadell J. and al. (1999). The terrestrial biosphere and global change: implications for natural and managed ecosystems. Cambridge: Cambridge University Press, Synthesis volume, xii + 439 pp.

423. WCMC (1992). Tropical managed areas assessment. Assessment the conservation status of the world's tropical forest: a contribution to the FAO Forest Resources Assessment 1990. WCMC, Cambridge, U.K, 428p.

424. WCPA-UICN-PAPACO (2012). Une feuille de route pour les aires protégées d'Afrique : agir maintenant ! 6p www.papaco.org

425. Weigel F. Y., Féral F. et Cazalet B. (2007). Les aires marines protégées d'Afrique de l'Ouest. Gouvernance et politiques publiques. Presses Universitaires de Perpignan, 232p.

426. Welch D. (2005). What should protected area managers do in the face of climate change? The George Wright forum, 22: 75-93.

427. Wes S., Brooks T.M., Da Fonseca G.A.B. and al. (2002). Hotspots and the conservation of evolutionary history. Proc Natl. Acad. Sci. USA, 99(4): 2067-2071. DOI: 10.1073/pnas.251680798

428. Western D. and Wright M. (editors) (1994). Natural connections: perspectives in community-based conservation. First Edition, Island Press, Washington D.C, 600 pp.
429. Wiersma Y. F., Duinker P.N., Haider W., Hvenegaard G.T. et Schmiegelow F.K.A. (2010). Les aires protégées et l'aménagement forestier durable : le vert dans tous ses états. Rapport sur l'état des connaissances. Réseau de gestion durable des forêts, 62p.
430. Williams M., Ryan C. M., Rees R. M., Sambane E., Fernando J. and Grace J. (2008). Carbon sequestration and biodiversity of re-growing Miombo wood-lands in Mozambique. Forest Ecology Management, 254: 145-155.
431. Williams M. (2000). Dark ages and dark areas: global deforestation in the deep past. Journal of Historical Geography, 26: 28-46.
432. Wilson K.E., McBride M.F., Bode M. and Possingham H.P. (2006). Prioritizing global conservation efforts. Nature, vol. 440(7082): 337-340.
433. Wood A., Stedman-Edwards P. and Mang J. editors (2000). The Root Causes of Biodiversity Loss. World Wildlife Fund and Earthscan Publications Ltd. London, UK. Conservation Ecology, 5(1): 12. [online]. URL: http://www.consecol.org/vol5/iss1/art12/
434. World Rainforest Movement (2006). Bulletin n°105, avril 2006
435. WWF/BAD (2012). Rapport sur l'Empreinte Ecologique de l'Afrique, 72p, www.protectedplanet.net consulté le 21/12/2016

ANNEXES

Annexe 1: Articles de Recherche Originale Publiés

1. Analysis of Landscape Dynamics, Trend Indicators and Evolutionary Trends in the Rusizi National Park (Burundi) from 1980 to 2015 by Remote Sensing and Field Investigations

Ntiranyibagira Elysée, Prof. Sambou Bienvenu, Dr. Sambou Hyacinthe, Prof. Abou Thiam, Dr. Vieux Boukhaly Traore, Mamadou Lamine Ndiaye

American Journal of Environmental Protection, 2017; 6(2): 31-49
http://www.sciencepublishinggroup.com/j/ajep, DOI: 10.11648/j.ajep.20170602.12, ISSN: 2328-5680 (Print); ISSN: 2328-5699 (Online)

2. Influence of Peripheral Socio-economic Interactions and Participatory Management on the Exploitation and Evolution of the Rusizi National Park (Burundi) from 1984 to 2015

Elysée Ntiranyibagira, Prof. Bienvenu Sambou, Dr. Hyacinthe Sambou, Dr. Vieux Boukhaly Traore, Mamadou Lamine Ndiaye, Prof. Abou Thiam and Dr. Fatimata Niang Diop

Journal of Geography, Environment and Earth Science International 9(3): 1-16, 2017; Article no.JGEESI.32025, DOI: 10.9734/JGEESI/2017/32025, ISSN: 2454-7352 SCIENCEDOMAIN international www.sciencedomain.org

Annexe 2. Guide d'Entretien avec les Catégories d'exploitants de ressources

1. Depuis quand votre groupement existe- il ?
2. Combien de membres compte votre groupement ?
3. Y a-t-il des exploitants reconnus qui n'en sont pas membres ?
4. Est-ce que les membres du groupement exercent d'autres activités?
5. Comment les membres sont-ils choisis et agréés pour l'exploitation?
6. Quelles sont les conditions réglementaires de l'exploitation?
7. Comment trouvez-vous ces conditions ?
8. Quelle est la contrepartie de l'autorisation d'exploitation ?
9. Comment jugez-vous cette contrepartie ?
10. Les exploitations sont-elles saisonnières ou bien réparties sur l'année ?
11. S'il y en a, d'où viennent les exploitants clandestins de la ressource?
12. Comment évoluent la production et les revenus d'exploitation?
13. Quels sont les facteurs qui influencent la production actuelle ?
14. Quelle est la principale menace qui pèse sur votre activité ?
15. Les conditions climatiques ont-elles une incidence sur votre activité?
16. Comment vous adaptez-vous aux évolutions climatiques?
17. Existe –il des moments particuliers dans l'histoire de l'exploitation ?
18. Quelles sont vos relations avec les populations périphériques ?
19. Que suggérez-vous pour une exploitation durable de la ressource ?
20. Quelles sont les autres opportunités d'exploitation souhaitées?

Annexe 3. Guide d'Entretien préliminaire avec les Gestionnaires

I.1. Administration, aménagement et gestion

1. Quelles sont les principales contraintes de gestion du Parc ?
2. Quelles sont les principales contraintes de gestion du Secteur Delta ?
3. Quelles sont les principales contraintes de gestion du Secteur Palmeraie ?
4. De quel(s) village(s) vient la majorité des gardes-forestiers ?
5. Quelles sont les principales causes des conflits avec les populations périphériques ?
6. Quels sont les principaux impacts des changements de statut sur la conservation ?
7. Quelles sont les principales activités d'aménagement et de gestion ?
8. Le Parc pratique t-il des feux d'aménagement et de gestion ?

I.2. Organisation et gestion touristiques

9. Quels sont les facteurs qui déterminent le mouvement touristique ?
10. Quels sont vos partenaires nationaux dans le domaine du tourisme ?
11. Quelles sont les principales contraintes qui affectent le tourisme ?
12. Quels sont les principaux impacts du tourisme sur la conservation ?
13. Quels sont les principaux impacts du tourisme sur les populations ?

I.3. Menaces et pressions sur le Parc

14. Quelles sont les principales menaces qui pèsent sur le Parc?
15. Quelles sont les principales infractions observées au Parc ?
16. Les infractions sont-elles en augmentation ou en diminution?
17. Les infractions sont-elles localisées ou généralisées dans l'espace ?
18. Sont-elles concentrées sur certaines saisons ou bien réparties sur l'année ?
19. Existe-t-il des périodes où le Parc a été particulièrement envahi ?
20. Quelle est la principale finalité des exploitations frauduleuses ?
21. La démographie périphérique a-t-elle une influence sur les infractions ?
22. Existe t-il des infractions nouvelles qui émergent actuellement ?
23. Si oui, à quels facteurs l'émergence de ces infractions serait-elle liée ?
24. Quelles sont les formations végétales les plus exploitées du Parc ?
25. Quels sont les plans d'eau les plus exploités du Parc ?
26. Quelles sont les caractéristiques socioprofessionnelles des délinquants?
27. De quelle(s) localité(s) viennent principalement les délinquants ?
28. Quelles sont les caractéristiques particulières de ces localités?

I.4. Activités de gestion participative

29. Comment les ressources à exploiter sont-elles déterminées?
30. Comment les modalités d'exploitation des ressources sont-elles définies ?
31. Quels sont les critères de fixation des taxes d'exploitation des ressources ?
32. Comment les bénéficiaires des exploitations autorisées sont-ils choisis?
33. De quelles localités proviennent les différents bénéficiaires des exploitations ?
34. Quelles sont les relations entre les bénéficiaires et les non bénéficiaires ?
35. Comment évolue le nombre de demandeurs des autorisations d'exploitation ?
36. Quand est-ce que les premiers marchés de vente de ressources ont-ils été créés ?

37. Comment se fait le choix des sites d'implantation des marchés autorisés?
38. Quel est l'effet de la gestion participative sur les populations ?
39. Quel est l'effet de la gestion participative sur la conservation ?

I.5. Evolution des ressources et des écosystèmes

40. Comment évoluent les ressources naturelles sous exploitation ?
41. A quels facteurs les évolutions constatées sont-elles dues ?
42. Quels sont les changements qui affectent les formations végétales?
43. Quelles sont les formations végétales les plus menacées ?
44. Quels sont les indicateurs des changements observés dans la végétation ?
45. Quels sont les changements qui affectent les plans d'eau?
46. Quels sont les plans d'eau les plus menacés ?
47. Quels sont les indicateurs des changements observés dans les plans d'eau ?
48. Comment évoluent les dynamiques temporelles des oiseaux migratoires?
49. Comment évoluent les sorties d'animaux sauvages du Parc ?
50. Les sorties d'animaux sauvages sont-elles saisonnières ou réparties sur l'année?
51. Quelle est l'évolution générale du parc après sa création?
52. Quels sont les indicateurs d'appréciation de cette évolution?

I.6. Perception et gestion du changement climatique

53. Comment le climat évolue t-il au cours des dernières années?
54. Quels sont les phénomènes climatiques critiques qu'a connus le Parc ?
55. Comment les populations périphériques s'adaptent-elles aux conditions sèches?
56. Quelles sont les conséquences principales des sécheresses au Parc ?
57. Quelles sont les formations végétales les plus affectées par les conditions sèches ?
58. Quels sont les plans d'eau les plus affectés par les conditions sèches ?
59. Comment les infractions ont-elles évolué pendant les conditions défavorables ?

I.7. Interactions et développement périphériques

60. Quelles sont les localités périphériques qui dépendent du Parc ?
61. Quelles sont les activités socio-économiques des localités périphériques?
62. Quelles sont les localités qui menacent le plus le Secteur Delta ?
63. Quelles sont les localités qui menacent le plus le Secteur Palmeraie ?
64. Quelles sont les activités des localités périphériques qui menacent plus le Parc ?
65. Quels sont les facteurs de menaces des localités périphériques sur le Parc?
66. Quelles sont les localités les plus conflictuelles avec le Parc ?
67. Quelles sont les motivations des conflits entre les localités et le Parc?
68. Quelles sont les localités de concentration des populations expulsées du Parc ?
69. Le Parc contribue t-il au financement du développement périphérique ?

Annexe 4. Guide d'Entretien avec les Gardes-forestiers les plus anciens

1. Quelles sont les localités périphériques les plus anciennes ?
2. Quels sont leurs rapports historiques avec le Parc ?
3. Quelles sont les pressions historiques qui s'exercent sur le Parc ?

4. A quels facteurs principaux attribuez-vous ces pressions?
5. Les méthodes de gestion du Parc ont-elles changé avec ses statuts ?
6. Quels ont été les impacts des changements de statuts sur la conservation ?
7. Comment le climat de la zone du Parc a-t-il évolué ces dernières années?
8. Quels sont les impacts des évolutions constatées sur les ressources du Parc ?
9. Avez-vous en mémoire des périodes de grandes inondations et sécheresses?
10. Quels sont les chocs qu'a subis le Parc à ces occasions ?
11. Quels ont été leurs impacts sur les écosystèmes et les ressources ?
12. Comment évoluent les principaux écosystèmes et habitats du Parc?
13. Quand est-ce que les plantes envahissantes sont-elles apparues ?
14. Comment évoluent les mouvements des oiseaux migrateurs ?
15. Quels sont les principaux plans d'eau du Parc ?
16. Quels sont les plus exploités d'entre eux ?
17. A quelles fins sont-ils principalement exploités ?
18. Comment les plans d'eau évoluent-ils dans le temps ?

Annexe 5. Guide d'Entretien avec les Conseils des localités périphériques

I.1. Activités socio-économiques

1. Quand est-ce que la localité a-t-elle été créée ?
2. Comment la population de la localité évolue t-elle?
3. Quelles sont les principales activités économiques de la localité ?
4. Comment évoluent ces activités au cours des dernières années ?
5. Quelle est l'activité économique dominante dans la localité?
6. Comment évolue t-elle au cours des dernières années ?
7. Quels sont les services techniques présents dans la localité ?

I.2. Besoins et approvisionnement en ressources naturelles

8. Quels sont les principaux besoins de la localité en ressources naturelles?
9. Quelles sont les principales sources d'approvisionnement de ces ressources ?
10. Les habitants recourent-ils au Parc pour ces approvisionnements ?
11. Si oui, énumérez les usages les plus importants du Parc ?
12. Depuis quelle décennie le recours au Parc est-il devenu important ?
13. Pourquoi le recours au Parc s'est-il imposé à ce moment?
14. Les ressources utilisées viennent-elles directement du Parc ou des marchés?
15. Si les ressources utilisées viennent des marchés, lesquels sont-ils ?
16. Quelle est la durée moyenne de parcours pour accéder au Parc ?
17. Quelle est la durée moyenne des séjours d'exploitation dans le Parc ?

I.3. Perception et adaptation aux changements climatiques

18. Comment le climat évolue t-il ces dernières années ?
19. Quels sont les activités de la localité qui souffrent de cette évolution?
20. Comment les habitants de la localité s'adaptent-ils à cette évolution?
21. La localité a-t-elle connu des périodes de sécheresses ces dernières années ?
22. Comment les habitants de la localité se sont-ils adaptés à ces périodes ?
23. En quoi le Parc aurait-il servi dans cette adaptation?

24. La localité a-t-elle connu des périodes d'inondations ces dernières années ?
25. Comment les habitants de la localité se sont-ils adaptés à ces périodes ?
26. En quoi le Parc aurait-il servi dans cette adaptation?

I.4. Perception du Parc et relations avec les gestionnaires

27. La localité compte t-elle des habitants qui ont été expulsés du Parc ?
28. Les habitants de la localité connaissent-ils les limites du Parc ?
29. Le village compte t-il des bénéficiaires d'exploitations autorisées ?
30. S'il en existe, quelles sont leurs relations avec les non bénéficiaires ?
31. Quelles sont les activités que le Parc mène dans la localité?
32. Quelle est la principale menace du Parc sur les habitants ?
33. Quelle est la principale menace des habitants sur le Parc ?
34. Comment sont les relations entre les habitants et le Parc ?
35. Ya t-il des moments marquants dans les relations entre la localité et le Parc ?
36. Que suggérez-vous pour de meilleures relations avec le Parc?

Annexe 6. Guide d'Entretien final avec les Gestionnaires

II.1. Résultats d'analyses des exploitations encadrées

1. Qu'est ce qui justifie la diversification progressive des ressources en exploitation ?
2. Quelles sont les ressources les plus sollicitées et les plus exploitées actuellement?
3. Pourquoi les exploitations de ressources sont-elles concentrées en saison sèche ?
4. Pourquoi les effectifs d'exploitants autorisés n'évoluent-ils pas significativement?
5. Quelles sont les raisons de l'augmentation continue des taxes d'exploitation?
6. Pourquoi les sels minéraux, les phragmites et l'hyphaene sont-ils beaucoup taxés ?
7. Quelle est l'incidence des niveaux de taxation sur les exploitations de ressources?
8. Comment évoluent les prix des produits sur les marchés autorisés ?
9. L'offre autorisée de ressources sur les marchés est-elle suffisante?
10. Les attributaires fortunés des terres en 2000 les ont-ils exploitées effectivement?
11. L'autofinancement du Parc est-il possible avec les recettes actuelles d'exploitation ?

II.2. Résultats d'analyses des exploitations frauduleuses

12. Pour quelles raisons l'enregistrement des infractions a-t-il cessé depuis 2008 ?
13. Pourquoi les infractions sont-elles concentrées en saison sèche ?
14. L'intensification des amendes et saisies traduit-elle une augmentation des infractions ?
15. Sur quelles ressources naturelles portent principalement les amendes et saisies ?
16. Quelle est la principale finalité des produits saisis ?
17. Dans quelles localités trouve t-on les marchés frauduleux de ressources du Parc ?
18. Quel est l'impact des autorisations d'exploitation sur l'évolution des infractions?
19. Quel impact a eu la distribution des terres amputées au Parc sur les infractions ?
20. La chute des revenus des exploitants réguliers a-t-elle un impact sur les infractions ?

II.3. Dépendance et interactions périphériques

21. Dans quelles localités opère t-on le plus de saisies ?
22. Dans quel secteur du Parc les amendes et saisies sont-elles plus importantes ?
23. Pourquoi ya t–il plus de marchés frauduleux autour de la Palmeraie?
24. Les localités les plus proches sont-elles plus dommageables que les plus lointaines ?
25. Pourquoi les localités nouvellement créées se concentrent-elles à proximité du Parc ?

26. Quels sont les impacts du village Rukaramu sur le Parc depuis sa création en 1990 ?
27. Par quels moyens les habitants des localités périphériques accèdent-ils au Parc ?
28. Quand ils viennent au Parc, rentrent-ils le même jour ou s'y installent-ils ?
29. Quels les facteurs qui déterminent la dépendance des localités périphériques au Parc ?
30. Pourquoi les mêmes zones du Parc sont-elles régulièrement cultivées et brûlées ?
31. Pourquoi le village 1 s'est-il dépeuplé entre 1990 et 2011 ?
32. Où se sont installées les populations émigrées du village 1 à cette période?
33. Pourquoi la population du village 2 est-elle si stable entre 1990 et 2000 ?

II.4. Résultats d'analyses des images satellitaires Landsat

II.4.1. Relations temporelles

34. Entre 1980 et 1990, quels sont les grands événements qui ont marqué le Parc ?
35. Comment appréciez-vous l'évolution générale du Parc entre 1980 et 1990 ?
36. Entre 1990 et 2000, quels sont les grands événements qui ont marqué le Parc ?
37. Comment appréciez-vous l'évolution générale du Parc entre 1990 et 2000 ?
38. Entre 2000 et 2011, quels sont les grands événements qui ont marqué le Parc ?
39. Comment appréciez-vous l'évolution générale du Parc entre 2000 et 2011 ?
40. Entre 2011 et 2015, quels sont les grands événements qui ont marqué le Parc ?
41. Comment appréciez-vous l'évolution générale du Parc entre 2011 et 2015 ?
42. Comment appréciez-vous l'évolution générale du Parc entre 1980 et 2015 ?

II.4.2. Caractérisation des formations végétales

43. Quelles sont les formations végétales les plus brûlées du Parc ?
44. Quelles sont les formations végétales les plus défrichées pour les cultures ?
45. Après les feux répétitifs, la végétation est-elle identique ou change t-elle ?
46. Après les cultures répétitives, la végétation est-elle identique ou change t-elle ?
47. Quels sont les facteurs explicatifs de la disparition du couvert arboré ?
48. Quels sont les facteurs de changement de la forêt à *Hyphaene benguellensis*?
49. Quels sont les facteurs de changement de la végétation aquatique ?
50. Quels sont les facteurs de changement de la savane herbeuse?

II.4.3. Caractérisation des plans d'eau

51. Quels sont les plans d'eau les plus profonds?
52. Quels sont les plans d'eau les plus superficiels?
53. Quelles sont les principales causes de disparition des plans d'eau ?
54. Quelles sont les principales causes d'apparition des plans d'eau ?
55. Comment sont nés les plans d'eau récents observés à Gatumba en 1990 ?
56. Quels sont les plans d'eau qui sont relativement permanents?
57. Quels sont les plans d'eau les plus utilisés à des fins pastorales?
58. Quels sont les plans d'eau les plus utilisés pour l'agriculture?
59. Connaissez-vous des plans d'eau qui se sont rejoints à un moment donné ?
60. Comment le phénomène de rencontre des plans d'eau s'est-il déroulé ?
61. Quels sont les principaux facteurs d'explication de l'assèchement des plans d'eau ?
62. Pour quelles raisons les plans d'eau se sont-ils asséchés entre 1984 et 1990 ?

II.4.4. Evolution des mises en cultures

63. Quelles sont les zones du Parc les plus fréquemment cultivées ?
64. Pourquoi les mises en cultures deviennent-elles aujourd'hui périphériques ?

65. Pourquoi les zones mises en cultures ont-elles reculé entre 1980 et 1990 ?
66. Pourquoi le Parc a-t-il été largement mis en cultures entre 1990 et 2000 ?
67. Pourquoi les mises en cultures du Parc ont-elles reculé entre 2000 et 2011 ?
68. Pourquoi le Parc a-t-il été largement mis en cultures entre 2011 et 2015 ?
69. Pourquoi observe t-on une tendance à la mise en cultures des zones humides?
70. Pourquoi les zones cultivées sont-elles relativement stables dans le Parc ?
71. Pourquoi les cultures, les feux et les sols dénudés sont-ils mobiles dans le Parc ?

II.4.5. Evolution des mises en feux

72. Pourquoi les zones brûlées s'étendent progressivement d'année en année ?
73. Pourquoi les zones brûlées sont-elles particulièrement importantes en 2015 ?
74. Pourquoi les zones brûlées et dénudées ont-elles reculé entre 2000 et 2011?
75. Quelles sont les principales finalités des feux pratiqués au Parc ?
76. Qui sont et d'où viennent les principaux auteurs des feux ?
77. Pourquoi la Palmeraie et la Réserve de Kimirabasore sont-ils souvent brûlés ?

II.4.6. Evolution du bâti et des sols dénudés

78. A quelles activités les espaces dénudés et bâtis du Parc sont-ils liés?
79. Pourquoi observe t-on une augmentation des zones bâties entre 2000 et 2011 ?
80. Pourquoi observe t-on une diminution des zones bâties entre 2011 et 2015 ?
81. Pour quelles raisons les zones dénudées se sont-elles étendues entre 1984 et 1990 ?

Annexe 7: Noms et coordonnées des localités périphériques du Parc de la Rusizi

Numéro	Nom de localité	Code Cartographique	Latitude	Longitude	Altitude	Distance (Km)
1	Bujumbura-Centre	Bjm	-3,3859	29,36652	826 m	9,7
2	Buringa-Centre	BrgC	-3,27151	29,31485	798 m	0
3	Buringa-Fermettes	FBg	-3,26945	29,31132	794 m	0
4	Buringa-Marché	Brgm	-3,27141	29,31396	802 m	0
5	Cabiza-Village Paix	Cbz	-3,16482	29,28098	848 m	2,55
6	Cimetière Mpanda	Cmp	-3,26849	29,31287	799 m	0
7	Gaharawe	Ghw	-3,3325	29,2516	773 m	0,65
8	Gatumba	Gtb	-3,33266	29,2486	780 m	0,61
9	Gihanga-Marché	Ghg	-3,19529	29,30478	832 m	4,09
10	Gihungwe	Ghgw	-3,13946	29,29577	856 m	3,86
11	ISABU-Rukoko	ISABU	-3,24907	29,2707	790 m	0
12	Kagwema 1	Kgm1	-3,11316	29,26926	863 m	0
13	Kagwema 2	Kgm2	-3,11596	29,2687	851 m	0
14	Kajaga	Kjg	-3,35356	29,32683	774 m	4,09
15	Kavimvira	Kvmv	-3,33893	29,21439	772 m	0
16	Kayange-Muyange	Kyg	-3,12525	29,34029	940 m	7,81
17	Kinyinya	Kyy	-3,33971	29,27053	780 m	0
18	Kizina-Village	Kzn	-3,16055	29,36549	845 m	10,39
19	Mitakataka	Mtk	-3,13905	29,36414	879 m	10,63
20	Mpanda-Centre	Mpd	-3,16835	29,40309	875 m	13,23
21	Murengeza	Mrgz	-3,20352	29,37241	834 m	8,53
22	Musenyi	Msny	-3,19117	29,40529	887 m	12,42
23	Mushasha	Mss	-3,33497	29,25698	776 m	0
24	Muyange	Myg	-3,33431	29,2635	774 m	0
25	Nyamitanga-Transv3	Ntg_T3	-3,06545	29,26358	816 m	3,75
26	Rugunga	Rgg	-3,11805	29,32626	884 m	6,25
27	Rukaramu	Rkm	-3,29459	29,30487	791 m	1,25
28	Ruvumera	Rvm	-3,37452	29,35159	774 m	7,4
29	Siège Delta	SgD	-3,343	29,27291	779 m	0
30	Siège Palmeraie	SgP	-3,26628	29,31209	792 m	0
31	Siège-TBC	TBC	-3,17397	29,28353	836 m	3,05
32	SRDI-Mugerero	SRDI	-3,24497	29,32485	808 m	2,18
33	Village 1	Vilg1	-3,14955	29,34697	879 m	9,1
34	Village 2-Murira	Vilg2	-3,17968	29,32477	830 m	5,93
35	Village 3-Nyeshanga	Vilg3	-3,20542	29,32238	816 m	3,49
36	Village 4	Vilg4	-3,24091	29,3161	808 m	1,36
37	Village 5	Vilg5	-3,20618	29,35619	822 m	6,73
38	Village 6- Ninga	Vilg6	-3,2212	29,31492	810 m	1,85

Annexe 8 : Matrices de confusion et Erreurs des tests de classification des images

Image Landsat (TM) de 1984

Classes thématiques	Données de référence										
	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	**Omission (%)**
A	89,33	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	**10,67**
B	2,67	88,92	0,00	0,00	0,00	0,00	0,87	3,57	5,25	0,00	**11,08**
C	0,00	0,58	92,11	0,00	0,00	0,00	1,74	3,97	0,00	0,00	**7,89**
D	0,00	0,00	1,32	86,52	0,00	11,66	0,00	11,51	0,00	4,98	**13,48**
E	2,67	0,00	0,00	0,00	97,28	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	**2,72**
F	0,00	0,00	0,00	1,50	0,00	88,34	0,00	0,00	0,00	0,90	**11,66**
G	4,00	0,00	5,26	0,00	0,00	0,00	97,39	0,00	0,00	0,00	**2,61**
H	0,00	1,75	1,32	9,36	2,17	0,00	0,00	80,16	2,62	0,00	**19,84**
I	0,00	8,75	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,79	92,13	0,00	**7,87**
J	1,33	0,00	0,00	2,62	0,54	0,00	0,00	0,00	0,00	94,12	**5,88**
Commission (%)	**0,00**	**8,41**	**16,67**	**20,62**	**1,10**	**4,00**	**5,88**	**17,89**	**10,22**	**4,15**	

Image Landsat (TM) de 1990

Classes thématiques	Données de référence										
	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	**Omission (%)**
A	95,95	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	4,20	0,00	0,00	0,00	**4,05**
B	0,00	74,02	1,34	1,67	0,00	0,00	0,00	0,00	7,28	0,00	**25,98**
C	0,00	14,21	97,99	2,08	0,00	0,00	6,99	0,00	0,00	0,00	**2,01**
D	0,00	0,00	0,67	76,25	6,19	0,00	0,00	20,30	0,38	0,00	**23,75**
E	1,35	0,00	0,00	0,00	92,78	0,00	0,00	0,00	0,00	0,37	**7,22**
F	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	100	0,00	0,00	0,00	1,50	**0,00**
G	2,70	1,68	0,00	1,67	0,00	0,00	88,81	0,00	0,00	0,00	**11,19**
H	0,00	3,55	0,00	18,33	0,00	0,00	0,00	75,19	3,07	0,00	**24,81**
I	0,00	6,54	0,00	0,00	1,03	0,00	0,00	4,51	89,27	0,00	**10,73**
J	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	98,13	**1,87**
Commission (%)	**7,79**	**5,94**	**38,40**	**25,31**	**2,17**	**1,88**	**10,56**	**26,20**	**16,79**	**0,38**	

Image Landsat (ETM) de 2000

Classes thématiques	Données de référence										
	A	B	C	D*	E	F	G	H	I	J	**Omission (%)**
A	98,08	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	**1,92**
B	0,00	80,30	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	4,12	4,28	0,00	**19,70**
C	0,00	8,55	81,87	0,00	0,00	0,00	11,58	1,72	1,64	0,00	**18,13**
D*	0,00	0,00	0,52	93,08	0,00	0,00	0,00	2,06	0,00	11,00	**6,92**
E	0,00	0,00	8,81	0,00	98,08	0,89	0,00	0,00	0,00	0,00	**1,92**
F	0,00	0,00	8,81	0,00	1,28	98,67	0,00	1,03	0,00	0,00	**1,33**
G	0,38	1,49	0,00	0,00	0,64	0,00	87,37	4,12	0,00	0,00	**12,63**
H	1,35	2,60	0,00	6,15	0,00	0,44	1,05	85,40	0,66	1,00	**14,60**
I	0,00	7,06	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,20	93,42	0,00	**6,58**
J	0,19	0,00	0,00	0,77	0,00	0,00	0,00	0,34	0,00	88,00	**12,00**
Commission (%)	**0,00**	**14,62**	**23,67**	**16,55**	**0,65**	**4,31**	**37,12**	**8,13**	**8,39**	**4,35**	

Image Landsat (TM) de 2011

Classes thématiques	Données de référence										
	A	B	C	D*	E	F	G	H	I	J	**Omission (%)**
A	86,76	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	**13,24**
B	5,88	87,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	6,34	2,69	0,00	**12,99**
C	7,35	8,46	94,38	0,00	3,47	0,00	1,14	2,72	0,00	0,00	**5,62**
D*	0,00	0,00	0,00	88,61	0,00	0,82	0,00	9,60	0,00	3,99	**11,39**
E	0,00	0,30	2,81	0,00	82,64	0,00	2,27	0,91	0,00	2,39	**17,36**
F	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	98,77	0,00	0,00	0,00	1,06	**1,23**
G	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	95,45	0,18	0,00	0,00	**4,55**
H	0,00	4,23	2,81	7,59	0,69	0,00	1,14	80,25	0,00	1,33	**19,75**
I	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	97,31	0,00	**2,69**
J	0,00	0,00	0,00	3,80	13,19	0,41	0,00	0,00	0,00	91,22	**8,78**
Commission (%)	**0,00**	**13,25**	**24,32**	**50,00**	**15,60**	**1,63**	**1,18**	**6,74**	**0,00**	**6,28**	

Image Landsat (OLI-TIRS) de 2015

Classes thématiques	Données de référence										
	A	B	C	D*	E	F	G	H	I	J	**Omission (%)**
A	94,76	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	**5,24**
B	0,00	96,39	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,88	0,00	0,00	**3,61**
C	0,00	0,00	90,37	0,00	3,42	0,00	18,18	0,00	0,00	0,00	**9,63**
D*	0,00	0,00	0,00	93,70	1,71	0,00	0,00	16,93	0,00	0,00	**6,30**
E	0,87	0,00	0,00	0,00	87,18	0,00	0,00	4,70	0,00	0,00	**12,82**
F	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	100	0,00	0,00	0,00	11,22	**0,00**
G	0,00	2,81	9,63	0,00	6,84	0,00	81,82	0,00	0,00	0,00	**18,18**
H	0,87	0,80	0,00	6,30	0,85	0,00	0,00	75,24	0,00	4,88	**24,76**
I	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,63	100	0,00	**0,00**
J	3,49	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,63	0,00	83,90	**16,10**
Commission (%)	**0,00**	**2,44**	**14,08**	**32,00**	**14,29**	**25,00**	**28,00**	**8,75**	**0,76**	**5,49**	

A : Plans d'eau ; B : Savane herbeuse, C : Forêt à Hyphaene ; D : Savane arborée ; D* : Savane arbustive ; E : Zones brûlées ; F : Sols dénudés ; G : Végétation aquatique ; H: Zones cultivées; I : Forêt dense de basse altitude; J : Zones bâties

Annexe 9: Relevés mensuels des infractions au Parc de la Rusizi de 1988 à 2007

Période	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
janvier	99	83	95	82	65	61	96	74	76	62	29	35	65
février	59	43	52	41	34	35	70	52	67	34	20	17	39
mars	64	49	55	48	32	36	65	52	74	48	33	42	25
avril	109	98	108	81	60	51	89	63	68	56	30	24	13
mai	115	92	103	92	71	63	101	79	75	71	45	32	27
juin	124	101	105	83	64	55	95	62	79	47	42	40	36
juillet	101	87	99	79	50	47	84	61	70	56	35	38	38
août	108	84	97	85	72	63	108	75	63	35	31	47	16
septembre	99	79	93	80	58	48	86	65	64	59	36	38	28
octobre	95	80	94	76	57	53	99	76	69	58	35	30	24
novembre	97	69	84	73	54	51	91	74	59	42	24	33	35
décembre	65	45	54	38	21	23	64	48	39	29	35	32	28
Total annuel	1135	910	1039	858	638	586	1048	781	803	597	395	408	374
M.M.A	**95**	**76**	**87**	**72**	**53**	**49**	**87**	**65**	**67**	**50**	**33**	**34**	**31**

Période	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	Total	M.M.IA				
janvier	33	32	39	45	60	17	16	1164	58				
février	69	46	47	37	25	15	18	820	41				
mars	42	70	46	40	53	44	47	965	48				
avril	26	52	38	27	35	36	34	1098	55				
mai	37	48	41	31	40	38	35	1236	62				
juin	29	32	36	18	26	30	37	1141	57				
juillet	46	51	38	36	46	41	42	1145	57				
août	25	78	50	97	100	90	87	1411	71				
septembre	79	72	38	28	37	35	36	1158	58				
octobre	32	42	30	37	55	40	45	1127	56				
novembre	41	31	34	14	28	32	30	996	50				
décembre	89	25	27	19	27	26	19	753	38				
Total annuel	**548**	**579**	**464**	**429**	**532**	**444**	**446**	**13014**	**651**				
M.M.A	46	48	39	36	44	37	37	1085	54				

M.M.A : Moyenne Mensuelle Annuelle
M.M.IA : Moyenne Mensuelle Interannuelle

Annexe 10: Relevés annuels des infractions dans les Secteurs du Parc de la Rusizi de 1988 à 2007

Type d'Infractions	1988		1989		1990		1991		1992		1993		1994		1995		1996		1997		1998		1999	
	D	P	D	P	D	P	D	P	D	P	D	P	D	P	D	P	D	P	D	P	D	P	D	P
Coupes herbes	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11	1	83	6	38	9	93	5	58	1	35	3	23	0
Coupes Hyphaene	3	37	1	23	0	0	0	0	0	0	2	79	0	119	1	34	3	13	0	15	0	10	1	58
Coupes Phragmites	672	48	568	37	423	27	323	33	258	25	325	19	166	7	66	16	112	53	84	12	61	9	47	2
Coupes arbres	110	141	75	99	233	297	158	203	105	145	36	49	189	265	168	184	131	171	96	135	67	91	79	48
Chasse-piégeage	3	7	2	12	2	7	5	12	5	10	4	6	7	34	17	19	9	34	12	48	2	12	3	20
Pêche	25	81	21	68	8	24	11	21	10	30	9	28	18	8	20	76	17	29	2	21	3	39	7	18
Cultures-cabanes	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	15	20	13	27	14	10	8	12	10	2	1	26
Sels minéraux-sables	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	4	0	31	13	11	32	43	17	20	20	8
Feux brousse	0	3	0	0	3	7	2	10	4	8	1	3	30	10	5	21	29	41	4	7	2	7	2	3
Pacage bétail	5	0	3	1	7	1	70	10	32	6	12	1	65	0	34	2	14	1	7	0	4	1	42	0
Total secteur	818	317	670	240	676	363	569	289	414	224	400	186	575	473	362	419	435	368	303	294	201	194	225	183
Total annuel	1135		910		1039		858		638		586		1048		781		803		597		395		408	

Type d'Infractions	2000		2001		2002		2003		2004		2005		2006		2007		Total Général	Moyenne
	D	P	D	P	D	P	D	P	D	P	D	P	D	P	D	P		
Coupes herbes	45	0	42	0	35	0	42	2	58	4	85	6	69	4	69	7	834	42
Coupes Hyphaene	14	24	0	38	0	15	2	11	1	17	0	57	1	33	2	38	652	33
Coupes Phragmites	30	8	48	7	24	0	17	3	14	2	52	3	42	0	42	3	3688	184
Coupes arbres	33	47	45	81	58	110	43	59	30	35	30	65	30	48	26	54	4069	203
Chasse-piégeage	11	4	30	21	19	9	27	8	41	17	43	2	52	6	40	12	634	32
Pêche	3	12	10	37	7	33	13	32	42	18	25	15	38	6	14	28	927	46
Cultures-cabanes	5	0	1	13	18	7	9	19	1	5	1	11	2	13	3	8	274	14
Sels minéraux-sables	39	18	17	1	28	9	24	17	55	8	29	10	9	13	8	12	498	25
Feux brousse	5	6	8	2	11	5	0	2	0	6	9	4	2	4	1	4	271	14
Pacage bétail	65	5	142	5	175	16	48	86	15	60	12	73	17	55	16	59	1167	58
Total secteur	250	124	343	205	375	204	225	239	257	172	286	246	262	182	221	225	13014	651
Total annuel	374		548		579		464		429		532		444		446		13014	651

D : Secteur Delta P : Secteur Palmeraie

Annexe 11: Fréquentation touristique au Parc de la Rusizi entre 1988 et 2015

Période	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005
Janvier	190	239	53	185	0	710	234	128	112	40	0	74	37	34	53	44	83	59
Février	235	70	101	142	0	553	202	89	268	73	0	74	100	73	43	57	90	149
Mars	59	93	84	265	0	411	185	102	119	57	41	83	120	7	59	26	41	98
Avril	206	89	50	364	451	434	137	55	98	22	24	89	40	36	17	32	35	105
Mai	316	177	110	239	494	500	135	36	84	64	51	160	62	30	20	38	25	211
Juin	200	94	218	297	360	425	203	39	136	46	173	191	52	8	12	17	39	84
Juillet	197	155	262	369	645	491	148	64	141	189	135	180	40	7	92	81	258	105
Août	319	154	237	218	707	535	191	58	58	80	74	119	83	26	94	108	171	153
Septembre	171	98	146	212	489	389	155	33	86	162	60	50	27	63	65	41	84	58
Octobre	112	84	147	265	493	398	205	133	47	77	74	98	69	93	99	113	67	136
Novembre	75	153	109	88	407	59	197	73	50	103	53	73	50	13	52	70	36	157
Décembre	108	42	174	6	599	117	12	81	36	106	75	62	55	7	172	188	118	206
Total annuel	2188	1448	1691	2650	4645	5022	2 004	891	1235	1018	760	1253	735	397	778	815	1047	1521
Etrangers	1756	1185	1380	2125	3859	3837	1716	587	600	288	362	763	216	157	318	369	495	854
Nationaux	432	263	311	525	786	1185	288	304	635	730	398	490	519	240	460	446	552	667
Résidents	1349	876	1027	1649	2938	3473	1681	640	762	684	616	969	605	280	521	598	679	1096
Non résidents	839	572	664	1001	1707	1549	323	251	473	334	144	284	130	117	257	217	368	425

Période	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	Moy. Générale
Janvier	226	76	382	30	118	239	113	91	92	22	131
Février	251	162	130	84	239	181	92	166	80	26	133
Mars	257	264	174	67	190	125	189	105	40	16	117
Avril	105	215	95	126	219	189	163	115	65	20	128
Mai	163	263	141	101	213	346	93	130	20	10	151
Juin	142	188	195	98	65	169	191	163	13	4	137
Juillet	268	572	448	302	50	395	197	129	36	12	213
Août	286	333	436	329	143	158	76	143	19	7	190
Septembre	283	219	163	94	93	109	73	46	8	4	124
Octobre	213	205	237	121	168	84	90	41	20	10	139
Novembre	237	258	133	101	51	47	160	50	17	3	103
Décembre	245	268	160	53	76	51	124	79	24	13	116
Total annuel	2676	3023	2694	1506	1625	2093	1561	1258	434	147	1683
Etrangers	1976	2148	1876	1120	661	1693	1268	963	376	81	1180
Nationaux	700	875	818	386	222	400	293	295	58	66	477
Résidents	1856	2102	1784	1024	560	1306	1024	675	184	105	1109
Non résidents	820	921	910	482	1065	787	537	583	250	42	573

Annexe 12: Tarifs et recettes touristiques au Parc de la Rusizi de 1988 à 2015

	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001
Tarifs touristiques (BIF)														
Nationaux/Etudiants Etrangers	500	500	500	500	500	500	300	300	300	300	300	300	300	300
Etrangers Résidents	1000	1000	1000	1000	1000	1000	600	600	600	600	600	600	600	600
Etrangers non Résidents	1000	1000	1000	1000	1000	1000	600	600	600	600	600	600	600	600
Moyenne annuelle	833	833	833	833	833	833	500	500	500	500	500	500	500	500
Taux Conversion $US en BIF	140,4	158,7	171,3	181,5	208,3	242,8	252,7	249,8	302,7	352,4	447,8	563,6	720,7	830,4
Tarifs touristiques ($US)														
Nationaux/Etudiants Etrangers	3,6	3,2	2,9	2,8	2,4	2,1	1,2	1,2	1,0	0,9	0,7	0,5	0,4	0,4
Etrangers Résidents	7,1	6,3	5,8	5,5	4,8	4,1	2,4	2,4	2,0	1,7	1,3	1,1	0,8	0,7
Etrangers non Résidents	7,1	6,3	5,8	5,5	4,8	4,1	2,4	2,4	2,0	1,7	1,3	1,1	0,8	0,7
Moyenne annuelle	5,9	5,3	4,9	4,6	4,0	3,4	2,0	2,0	1,7	1,4	1,1	0,9	0,7	0,6
Recettes mensuelles (BIF)														
Janvier	79200	99600	22100	77300	0	219300	110100	72500	64500	25000	0	53500	25500	20500
Février	98000	29200	42100	59230	0	259500	90300	51000	98500	43500	0	53500	46000	43500
Mars	24800	38800	35000	110550	0	157800	91800	43000	81500	45500	28000	51000	50500	4000
Avril	86000	37080	20900	151800	210600	179100	64500	31500	63500	15000	17500	68000	31500	21500
Mai	131700	74000	45700	99500	207900	189500	63300	80500	45000	42000	30500	109500	31500	18000
Juin	83600	39200	90800	123700	142200	121500	95700	31500	46500	30500	33000	115500	37000	5000
Juillet	82100	64800	109050	153800	289200	213300	74500	29500	16500	19500	44500	83000	25000	4000
Août	133200	64200	99000	90800	278100	193500	85000	43500	29000	48000	56500	83500	47000	15500
Septembre	71500	40900	61000	88700	181800	132300	73000	30000	53500	44500	47000	44500	12500	37500
Octobre	46600	35200	61500	110300	184700	163500	96500	68500	26000	43000	53500	53500	47500	56000
Novembre	30600	63980	45700	36500	147800	26100	92500	48000	53000	64000	30500	42000	21500	8000
Décembre	45200	16900	72500	2700	223100	49500	5500	46500	32500	35500	33500	35500	30700	4000
Total annuel Pistes (BIF)	912500	603860	705350	1104880	1865400	1904900	942700	576000	610000	456000	374500	793000	406200	237500
Recettes Pirogues-VTT (BIF)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Recettes totales (BIF)	912500	603860	705350	1104880	1865400	1904900	942700	576000	610000	456000	374500	793000	406200	237500
Recettes Pistes ($US)	6499	3805	4118	6087	8955	7846	3731	2306	2015	1294	836	1407	564	286
Recettes Pistes-Pirogues ($US)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Recettes totales en US $	6499	3805	4118	6087	8955	7846	3731	2306	2015	1294	836	1407	564	286

	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	Moyenne
Tarifs touristiques (BIF)															
Nationaux/Etudiants Etrangers	300	300	300	300	300	300	300	2000	2000	5000	5000	5000	5000	5000	1304
Etrangers Résidents	600	600	600	600	600	600	600	5000	5000	10000	10000	10000	10000	10000	2679
Etrangers non Résidents	600	600	600	600	600	600	600	5000	5000	15000	15000	15000	15000	15000	3571
Moyenne annuelle	500	500	500	500	500	500	500	4000	4000	10000	10000	10000	10000	10000	2518
Taux Conversion $US en BIF	930,7	1082,6	1100,9	1081,6	1028,7	1081,9	1185,7	1230,2	1230,7	1261,1	1442,5	1555,1	1546,7	1553,0	790,5
Tarifs touristiques ($US)															
Nationaux/Etudiants Etrangers	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	1,6	1,6	4,0	3,5	3,2	3,2	3,2	1,6
Etrangers Résidents	0,6	0,6	0,5	0,6	0,6	0,6	0,5	4,1	4,1	7,9	6,9	6,4	6,5	6,4	3,3
Etrangers non Résidents	0,6	0,6	0,5	0,6	0,6	0,6	0,5	4,1	4,1	11,9	10,4	9,6	9,7	9,7	3,9
Moyenne annuelle	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,4	3,3	3,3	7,9	6,9	6,4	6,5	6,4	2,9
Recettes mensuelles (BIF)															
Janvier	32000	26500	49500	35500	135500	45500	229000	78000	310000	301000	484000	660000	879000	1020000	184093
Février	25500	34000	54000	89500	150500	97000	78000	220000	628000	370000	705000	845000	665000	654000	197494
Mars	35500	15500	24500	59000	154000	158500	104500	176000	500000	251000	693000	660000	750000	388000	168991
Avril	10000	19000	21000	63000	63000	129000	57000	330000	575000	822000	785000	685000	990000	0	198124
Mai	12000	23000	15000	126500	98000	158000	84500	266000	560000	1036000	775000	486000	750000	0	198521
Juin	7000	10000	23500	50500	85000	113000	117000	258000	170000	450000	861000	720000	558000	0	157811
Juillet	55000	48500	155000	63000	160500	343000	268500	794000	130000	865000	750000	1807000	1902000	0	305366
Août	56500	65000	102500	92000	171500	199500	261500	864000	375000	1650000	1255000	1290000	1151000	0	314296
Septembre	39000	24500	50500	34500	169500	131500	97500	246000	245000	620000	305000	1220000	634000	0	169132
Octobre	59500	68000	40000	81500	127500	123000	142000	317000	440000	445000	540000	650000	1170000	0	187493
Novembre	31000	42000	21500	94000	142000	154500	79500	266000	135000	395000	565000	729000	490000	0	137667
Décembre	103000	112500	70500	123500	147000	160500	96000	138000	200000	390000	650000	1189000	704600	0	168507
Total annuel Pistes (BIF)	466000	488500	627500	912500	1604000	1813000	1615000	3953000	4268000	7595000	8368000	10941000	10643600	2062000	2387496
Recettes Pirogues-VTT (BIF)	0	0	0	0	0	0	0	0	3640000	7720000	8870000	18660000	20078400	5845000	2314764
Recettes totales (BIF)	466000	488500	627500	912500	1604000	1813000	1615000	3953000	7908000	15315000	17238000	29601000	30722000	7907000	4702260
Recettes Pistes ($US)	501	451	570	844	1559	1676	1362	3213	3468	6023	5801	7036	6881	1328	3231
Recettes Pistes-Pirogues ($US)	0	0	0	0	0	0	0	0	2958	6122	6149	11999	12981	3764	1570
Recettes totales en US $	501	451	570	844	1559	1676	1362	3213	6426	12144	11950	19035	19863	5091	4801

Annexe 13: Recettes périodiques d'exploitation des ressources naturelles de 1988 à 2015

Recettes mensuelles (BIF)	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001
Janvier	0	0	500	1500	2100	4000	2050	3200	38000	12000	41000	105500	24500	28000
Février	0	3500	4000	12000	19200	16000	3500	4000	40000	11000	47500	59500	9500	15700
Mars	3000	4600	6300	21500	181500	27800	8600	7300	81500	13500	37500	52500	55000	65900
Avril	1500	2000	4500	7200	11000	19500	7500	8800	50400	26000	124500	14500	16000	41300
Mai	2400	3200	6500	18000	28500	43500	9000	10800	70600	19000	16000	46000	146500	57800
Juin	8500	10800	64500	16100	21000	58000	3200	8600	60500	47500	32500	31000	85500	15500
Juillet	3200	5600	7700	24000	27500	38700	6700	14500	57000	46000	301000	36500	38000	10500
Août	4000	7500	11000	22500	22000	26500	3000	9500	61100	42500	246500	141000	6000	7200
Septembre	5000	2500	3400	13500	30900	27300	10400	20000	29500	39500	214500	27500	1000	4000
Octobre	1000	1500	2700	8500	7500	12000	4300	11000	29600	31500	35000	122500	122000	115600
Novembre	500	1000	3200	5400	16800	0	15500	14100	108100	51000	364500	92000	9000	85000
Décembre	2500	5300	5500	22300	17500	0	20100	19900	18100	59000	132000	108000	37800	48000
Total	31600	47500	119800	172500	385500	273300	93850	131700	644400	398500	1592500	836500	550800	494500
Taux Conversion $US (en BIF)	140,4	158,7	171,3	181,5	208,3	242,8	252,7	249,8	302,7	352,4	447,8	563,6	720,7	830,4

Recettes mensuelles (BIF)	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	Total	Moyenne
Janvier	178000	97800	101000	104550	65500	330500	34500	45000	312000	301000	782500	1645000	1199500	241000	5490350	196084
Février	272300	305000	298000	16800	95800	41600	608500	685000	628000	370000	41500	145000	166500	469000	4168200	148864
Mars	155800	124500	145000	45500	77500	149300	21500	429000	141000	251000	856500	575000	1260000	1458000	5810500	207518
Avril	110100	67500	57100	60000	60000	151500	46500	150000	342000	822000	328500	214500	397000	0	2864000	102286
Mai	95000	108000	107400	17500	264000	155000	85500	159800	321000	1036000	501000	1032500	677500	0	4764500	170161
Juin	155600	196300	156000	49500	148950	48000	23500	190000	173000	450000	1163500	73500	1238000	0	4166850	148816
Juillet	76500	56100	97650	17300	98500	50100	96500	30000	131000	1104000	1400000	2227500	206000	0	5639650	201416
Août	69600	97000	94500	15500	189000	58500	33500	208000	378000	1649000	389500	750000	198000	0	4143300	147975
Septembre	28300	42700	80100	13000	241100	262000	32000	58000	242000	660000	207000	925000	205000	0	3001200	107186
Octobre	5000	36200	9100	248600	106100	62500	22000	46000	437000	485000	815000	2400000	315000	0	5225100	186611
Novembre	36000	29000	6700	9500	123300	62500	19500	36000	141000	310000	107500	3080000	513500	0	4568500	163161
Décembre	7500	78300	9750	18000	413100	89100	28000	60000	207000	221000	577500	701000	734500	0	3230550	115377
Total	1189700	1238400	1162300	615750	1882850	1460600	1051500	2096800	3453000	7659000	7170000	13769000	7110500	2168000	53072700	1895454
Taux Conversion $US (en BIF)	930,7	1082,6	1100,9	1081,6	1028,7	1081,9	1185,7	1230,2	1230,7	1261,1	1442,5	1555,1	1546,7	1553		

Annexe 14 : Taxes, revenus et bénéficiaires des exploitations encadrées au Parc de la Rusizi

Taxe mensuelle d'exploitation (BIF)	**1988**	**1989**	**1990**	**1991**	**1992**	**1993**	**1994**	**1995**	**1996**	**1997**	**1998**	**1999**	**2000**	**2001**	**2002**
Sels minéraux	1000	1000	1000	1000	1000	1000	1000	1000	1000	1000	1000	1000	1000	1000	1000
Phragmites	500	500	500	500	500	500	500	500	500	1500	1500	1500	1500	1500	1500
Pêche-plans d'eau								1000	1000	1000	1000	1000	1000	2000	2000
Hyphaene										1000	1000	3000	3000	3000	3000
Bois mort	600	600	600	1200	1200	2000	2000	2000	3000	3000	3000	3000	4000	4000	4000
Prix unitaire produits (BIF)															
Sels minéraux	500	500	500	500	500	1000	1000	1000	1000	1000	1000	1500	1500	1500	1500
Phragmites	500	500	500	1000	1000	1000	1000	1000	1000	1500	1500	1500	1500	1500	1500
Pêche-plans d'eau															
Hyphaene										800	800	800	800	1000	1000
Bois mort	300	300	300	300	500	500	500	500	500	1000	1000	1000	1000	1000	1000
Revenu mensuel net Exploitants (BIF)															
Phragmites	11400	11400	11400	23300	28300	27500	27500	27500	26500	48000	48000	48000	47000	47000	47000
Sels minéraux	18400	18400	18400	17800	17800	37000	37000	37000	36000	36000	31000	48500	47500	47500	47500
Hyphaene										24000	24000	22000	21000	28000	28000
Pêche-plans d'eau								22000	21000	21000	26000	26000	25000	34000	34000
Bois mort	600	600	600	0	800	0	0	0	-1000	1000	1000	1000	0	0	0
Recettes annuelles Parc (BIF)															
Phragmites	22500	20000	25000	30000	30000	28500	21500	45300	191500	177000	254500	263500	96500	139000	156500
Hyphaene										28000	91500	112500	29500	62500	240500
Papyrus-paille	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10000
Bois-eucalyptus	0	0	10000	50000	80000	120000	30000	0	0	0	0	0	0	25000	15000
Sels minéraux	6100	12500	10000	12500	35000	32500	18500	56000	158000	147500	96500	108500	73500	97500	101000
Sables-briques	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2000	1000	0	76300	43500	70500
Hippopotames	0	0	55000	0	150000	0	0	0	72000	42000	1134000	290000	260000	40000	520000
Pêche-plans d'eau								6500	66500	12000	5000	7500	20000	28500	25700
Amendes/saisies	3000	15000	19800	75000	90500	72300	23850	23900	156400	2000	15000	29500	0	58500	40500
Total recettes (BIF)	31600	47500	119800	167500	385500	253300	93850	131700	644400	410500	1597500	811500	555800	494500	1179700
Taux Conversion $US (en BIF)	140,4	158,7	171,3	181,5	208,3	242,8	252,7	249,8	302,7	352,4	447,8	563,6	720,7	830,4	930,7
Effectifs annuels moyens d'exploitants															
Phragmites	4	4	5	5	5	5	4	8	32	10	15	15	6	8	9
Sels minéraux	1	1	1	1	3	3	2	5	14	13	8	9	7	9	9
Hyphaene										3	8	4	1	2	7
Pêche								1	6	1	1	7	2	2	2
Bois mort	25	30	30	35	40	40	25	25	30	35	40	55	55	50	45
Total d'exploitants marchands	5	5	6	6	8	8	6	14	52	27	32	35	16	21	27
Total d'exploitants	30	35	36	41	48	48	31	39	82	62	72	90	71	71	72
Moyenne générale d'exploitants	61	61	61	61	61	61	61	61	61	61	61	61	61	61	61

Taxe mensuelle d'exploitation (BIF)	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	Total	Moyenne
Sels minéraux	2500	2500	2500	2500	2500	2500	10000	10000	10000	10000	15000	15000	15000	115000	7931
Phragmites	2500	2500	2500	2500	2500	2500	10000	10000	10000	10000	15000	30000	30000	143500	9897
Pêche-plans d'eau	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000	36000	3273
Hyphaene	3000	3000	3000	3000	3000	3000	10000	10000	10000	10000	10000	10000	10000	102000	10200
Bois mort	4000	5000	5000	5000	5000	6000	6000	6000	6000	6000	6000	6000	6000	106200	7324
Prix unitaire produits (BIF)															
Sels minéraux	1500	1500	1500	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000	39000	1393
Phragmites	1500	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2500	2500	2500	2500	2500	44500	1589
Pêche-plans d'eau															
Hyphaene	1000	1000	1000	1200	1200	1200	1200	1200	1500	1500	1500	1500	1500	21700	1142
Bois mort	1500	1500	1500	1500	1500	1500	1500	2000	2000	2000	2000	2000	2000	32200	1150
Revenu mensuel net Exploitants (BIF)															
Phragmites	53500	72500	72500	72500	72500	71500	64000	74000	96500	96500	91500	76500	76500	1470300	101400
Sels minéraux	46000	45000	37500	52500	52500	51500	44000	44000	44000	44000	39000	39000	39000	1073800	74055
Hyphaene	33000	32000	32000	40000	40000	39000	32000	38000	51500	51500	51500	51500	51500	690500	69050
Pêche-plans d'eau	34000	43000	43000	43000	43000	42000	42000	52000	52000	52000	52000	52000	52000	811000	73727
Bois mort	2000	1000	1000	1000	1000	0	0	2000	2000	2000	2000	2000	2000	22600	1559
Recettes annuelles Parc (BIF)															
Phragmites	307500	182500	73500	490500	357500	214500	340800	520500	721500	402000	986400	559500	280000	6938000	247786
Hyphaene	280500	301000	111650	128500	23400	10000	11000	10000	151500	52500	97500	500000	1164500	3406550	179292
Papyrus-paille	15000	6000	0	120800	40600	63000	39000	65000	50000	32000	14600	0	0	456000	24000
Bois-eucalyptus	10000	0	0	50000	0	0	245000	280000	300000	2165000	700000	0	0	4080000	199474
Sels minéraux	180400	123000	54000	92250	138000	98000	241000	472500	504000	452000	947500	1114500	1055500	6438250	320903
Sables-briques	67500	280000	0	45000	0	0	0	0	0	0	0	0	0	585800	30832
Hippopotames	300000	200000	359600	425000	608000	601000	723000	500000	2400000	3460000	3080000	1400000	0	16619600	860137
Pêche-plans d'eau	15000	20000	2000	80800	108100	65000	132000	352500	357000	0	171000	301500	0	1776600	84600
Amendes/saisies	62500	49800	15000	450000	185000	0	365000	1252500	3175000	456500	7772000	3235000	1800000	19443550	998095
Total recettes (BIF)	1238400	1162300	615750	1882850	1460600	1051500	2096800	3453000	7659000	7020000	13769000	7110500	4300000	59744350	3045747
Taux Conversion $US (en BIF)	1082,6	1100,9	1081,6	1028,7	1081,9	1185,7	1230,2	1230,7	1261,1	1442,5	1555,1	1546,7	1553,0		
Effectifs annuels moyens d'exploitants															
Phragmites	11	7	3	17	12	8	3	5	6,0125	4	6	2	1	220	8
Sels minéraux	6	5	2	4	5	4	2	4	5	4	6	7	6	146	6
Hyphaene	8	9	4	4	1	1	1	1	2	1	1	5	10	73	4
Pêche	1	1	1	4	5	3	6	15	15	7	8	13	0	101	5
Bois mort	45	40	45	45	45	40	40	45	50	45	45	50	50	1145	41
Total d'exploitants marchands	26	22	10	29	23	16	12	25	28	16	21	27	17	540	19
Total d'exploitants	71	62	55	74	68	56	52	70	78	61	66	77	67	1685	61
Moyenne générale d'exploitants	61	61	61	61	61	61	61	61	61	61	61	61	61	61	

N.B : Valorisation des produits halieutiques du Parc de la Rusizi difficiles à simuler car mécanismes, unités et prix de vente très variables

Thèse de Doctorat Unique, Spécialité : Environnement

Nom et Prénom : Ntiranyibagira Elysée

Titre de la Thèse : Dynamiques d'occupation du sol, tendances évolutives et facteurs d'évolution des aires protégées du Burundi. Etude diachronique du Parc national périurbain de la Rusizi de 1984 à 2015.

Date de Soutenance : 30 Décembre 2017 - Université Cheikh Anta Diop de Dakar (Sénégal)

RESUME

Actuellement, les aires protégées et les multiples services qu'elles procurent à l'humanité connaissent un rythme inquiétant de dégradation à travers le monde. En Afrique en général et au Burundi en particulier, ils sont considérablement menacés par une démographie galopante, l'intensification des pressions anthropiques et les effets du changement climatique. De façon conséquente, leur conservation durable requiert une gestion adaptative fondée sur l'évaluation périodique des tendances évolutives et l'ajustement continu des objectifs, des outils et des méthodes de gestion. La présente étude, dont l'objectif principal est l'analyse de l'évolution des états de conservation du Parc national de la Rusizi sous différents régimes de conservation depuis 1980, répond à cette exigence et constitue une approche innovante de détermination des tendances de conservation basée sur les objectifs de conservation, l'analyse géo spatiale et un indice de tendance. Elle est axée sur l'analyse diachronique de l'occupation du sol à partir des images multi-dates Landsat de 1984, 1990 et 2011 (TM), 2000 (ETM) et 2015 (OLI-TIRS), des outils de l'écologie du paysage et des données socio-économiques, biophysiques et climatiques. Les résultats obtenus mettent en évidence 9 à 10 classes d'occupation du sol aux évolutions contrastées, selon les années. La matrice du paysage, qui était constituée de la savane arborée en 1984, est co-dominée par la savane arbustive et les zones cultivées en 2015. Entre 1984 et 2015, le Parc de la Rusizi a perdu 29,9% de la couverture végétale, la quasi-totalité du couvert ligneux et 31,2% des ressources en eau, au profit des zones anthropisées qui se sont étendues de 94,5%. Les périodes sous statut de Réserve ont connu des évolutions positives de faible amplitude et les périodes sous statut de Parc, des évolutions négatives de forte amplitude. En définitive, la période d'étude 1984-2015 a enregistré une évolution négative de forte amplitude d'indice de tendance I_t [(77,-64); 4b] qui est caractérisée par des changements spatiaux sur 77% du parc et un bilan de dégradation de 64%. Ces tendances évolutives s'expriment à travers 6 processus de transformation spatiale qui sont dominés par la création et la suppression des taches. Elles s'expliquent principalement par les défrichements culturaux et les feux de pâturages, une exploitation massive des ressources végétales et une forte variabilité climatique. Les résultats d'analyses montrent que la gouvernance et la gestion participative de l'aire protégée sont inadaptées et ne permettent pas d'en assurer une conservation durable. Ils apportent et fournissent des connaissances et des données nouvelles qui sont intéressantes pour l'amélioration du système actuel de gestion.

Mots-clés : *Aire protégée, Parc national de la Rusizi, Image Landsat, Dynamiques d'occupation du sol, Processus spatial, Tendance évolutive, Gestion participative, Burundi*

PhD Thesis, Speciality: Environment

Name and First Name: Ntiranyibagira Elysée

Thesis Title: Land cover dynamics, evolutionary trends and factors of evolution of Burundian protected areas. Diachronic analysis of the Rusizi peri-urban national Park from 1984 to 2015.

Defense Date : December 30th, 2017 - Cheikh Anta Diop University of Dakar (Senegal)

ABSTRACT

Currently, protected areas and the multiple services they are providing to humanity are facing a quick degradation worldwide. In Africa in general and in Burundi in particular, they are considerably threatened by a quick population growth, the intensification of anthropogenic pressures and the effects of the climate change. Consequently, their sustainable conservation requires an adaptive management which is based on periodic evaluations of the evolutionary trends and continuous adjustment of management objectives, tools and methods. The present study, for which the main objective is the analysis of the evolution of the conservation states of the Rusizi national Park under different conservation regimes since 1980, is meeting this issue and constitutes an innovative approach of determination of the evolutionary trends based on the conservation objectives, geospatial analysis and a trend index. It is focused on the diachronic analysis of land cover using Landsat multi-date images from 1984, 1990 and 2011 (TM), 2000 (ETM) and 2015 (OLI-TIRS), ecology landscape tools and socio-economic, biophysical and climatic data. The results showed 9 to 10 land cover classes with contrasted evolutions, depending on the years. The landscape matrix, which was consisting of wooded savannah in 1984, is co-dominated by shrub savannah and cultivated areas in 2015. Between 1984 and 2015, the park lost 29.9% of the vegetation cover, almost all the woody cover and 31.2% of water resources in favor of anthropized zones which increased by 94.5%. Periods under Reserve status have experienced positive developments of small amplitude and periods under Park status, negative developments of high amplitude. The overall study period 1984-2015 recorded a strong negative trend of high amplitude valued It [(77, -64); 4b], which is characterized by spatial changes affecting 77% of the park and a degradation balance of 64%. These evolutionary trends were carried out by 6 spatial transformation processes which are dominated by patch creation and patch suppression. They are mainly explained by crop clearing and bush fires, a massive exploitation of vegetation resources and a great climatic variability. The results show that the protected area's governance and participatory management are unsuitable and do not ensure its sustainable conservation. They provide new knowledge and data which are interesting for the improvement of the current management system.

Keywords: *Protected area, Rusizi national Park, Landsat image, Land covers dynamics, Spatial process, Evolutionary trend, Participatory management, Burundi.*