



Urbanisation, agriculture et dynamique spatio-temporelle de l'anthropisation des écosystèmes forestiers en Haïti



COMMUNAUTÉ FRANÇAISE DE BELGIQUE
UNIVERSITÉ DE LIÈGE – GEMBOUX AGRO-BIO TECH

Et

UNIVERSITÉ D'ÉTAT D'HAÏTI

Urbanisation, agriculture et dynamique spatio-temporelle de l'anthropisation des écosystèmes forestiers en Haïti

Waselin SALOMON

Dissertation originale présentée en vue de l'obtention du grade de doctorat en
sciences agronomiques et ingénierie biologique

Promoteurs : Jan BOGAERT (Université de Liège - Gembloux Agro-Bio Tech)
Jean-Marie THEODAT (Université d'Etat d'Haïti)

Année civile : 2023

© Waselin SALOMON, 2023

Citation: Salomon W., 2023. Urbanisation, agriculture et dynamique spatio-temporelle de l'anthropisation des écosystèmes forestiers en Haïti (Thèse de doctorat). Gembloux Agro-Bio Tech – ULiège, Gembloux, BE.

Résumé

En Haïti, le paysage naturel connaît de nombreuses transformations incluant la destruction des écosystèmes forestiers liés à une synergie des activités anthropiques, notamment de l'agriculture et de l'urbanisation exacerbées par la croissance démographique galopante dans un contexte socioéconomique précaire. Le présent travail a été initié en vue de cartographier et de quantifier les dynamiques spatio-temporelles de l'anthropisation du paysage naturel en zone urbaine et périurbaine de (Port-au-Prince et du Cap-Haïtien), en zone rurale (commune de Vallières) et au sein des aires protégées (Parcs Nationaux Naturels de la Forêt des Pins/unité 2 (PNN-FP2), de La-Visite (PNN-LV), du Macaya (PNN-M) en Haïti. Les approches cartographiques et du gradient urbain-rural, appuyées sur des outils d'analyse de l'écologie du paysage, ont été développées à partir des images satellitaires Landsat acquises entre 1973 et 2021.

Les résultats obtenus ont montré que le paysage est dynamique en zone urbaine et périurbaine des villes d'Haïti. En effet, au niveau de l'agglomération de Port-au-Prince, la capitale d'Haïti, la surface de la zone urbaine a septuplé alors que celle de la zone périurbaine a quintuplé au détriment de la zone rurale adjacente. Dans cette ville, la dynamique de composition du paysage est caractérisée par une rapide progression du bâti en zone urbaine, périurbaine et des champs en zone rurale par opposition à la régression de la végétation plus accentuée en zone périurbaine. Une tendance similaire a été notée dans la ville de Cap-Haïtien où une réduction de la surface de la végétation naturelle, nettement plus marquée en zone périurbaine, a été notée au profit du bâti et des champs. L'expansion agricole menace également la préservation de la végétation ligneuse au niveau de la zone rurale adjacente.

Au niveau des zones rurales éloignées des villes, l'étude de cas sur la commune de Vallières et de ses trois sections communales révèle qu'en 35 ans la superficie des forêts a régressé à travers le morcellement des grandes taches initiales par opposition à la dynamique progressive des zones agricoles et des surfaces dénudées. La dégradation accentuée de la couverture végétale au profit des zones agricoles a mené inéluctablement à la création de zones dénudées qui se varient d'une section communale à une autre (les zones dénudées couvrent environ 3,94% du paysage de Corosse, 6,88 à Trois-Palmistes en 2019 et jusqu'à 9% du paysage à Grosse Roche). Suite à une saturation foncière dans les zones rurales habitées, les activités anthropiques étendent leur emprise jusqu'au niveau des aires protégées d'Haïti. Ainsi, au sein du PNN-FP2, PNN-LV et du PNN-M, nos résultats soulignent que les activités anthropiques illicites ont entraîné une dynamique paysagère matérialisée par des pertes du couvert forestier entre 1985 à 2018 au profit des zones agricoles notamment. Les taux annuels de déforestation sont également importants et ont varié selon les parcs (1,8% dans le PNN-FP2, 1,2% dans le PNN-LV et 1,4% dans le PNN-M). La régression de la couverture forestière est sous-tendue, au niveau des aires protégées étudiées, par la dissection et la fragmentation de ses taches par opposition à la création et la fusion des taches de classes anthropiques (champs, bâtis, sols nus, etc.).

En définitive, cette étude a mis en évidence la forte dynamique des paysages naturels en milieu urbain, périurbain et rural d'Haïti. Ces mutations, dues aux activités anthropiques, vont compromettre dangereusement l'avenir de ces paysages naturels

dont dépend la survie des populations locales. Cette étude justifie le besoin urgent de développer une politique rationnelle de conservation et d'aménagement des paysages naturels d'Haïti soutenue par des mesures de développement socio-économique contextualisées.

Mots clés : anthropisation, déforestation, dynamique paysagère, écologie du paysage, gradient urbain-rural, système d'information géographique, télédétection.

Abstract

In Haiti, the natural landscape is undergoing numerous transformations including the destruction of forest ecosystems linked to a synergy of anthropic activities, notably agriculture and urbanization exacerbated by galloping population growth in a precarious socioeconomic context. The present work was initiated in order to map and quantify the spatio-temporal dynamics of the anthropization of the natural landscape in (peri-)urban areas (Port-au-Prince and Cap-Haitien), in rural areas (commune of Vallières) and within protected areas (National Natural Parks of the Forêt des Pins unit 2 (PNN-FP2), La Visite (PNN-LV), Macaya (PNN-M) in Haiti. The cartographic and urban-rural gradient approaches, based on landscape ecology analysis tools, were developed from Landsat satellite images acquired between 1973 and 2021.

The results obtained showed that the landscape is dynamic in (peri-)urban areas of Haitian cities. Indeed, in the agglomeration of Port-au-Prince, the capital of Haiti, the surface of the urban area has increased sevenfold while that of the peri-urban area has increased fivefold to the detriment of the adjacent rural area. In this city, the dynamics of landscape composition is characterized by a rapid progression of buildings in the (peri-)urban area and fields in the rural area, as opposed to the regression of vegetation, which is more pronounced in the peri-urban area. A similar trend was noted in the city of Cap-Haitien, where a reduction in the surface area of natural vegetation, clearly more marked in the peri-urban zone, was noted in favor of the urban fabric and fields. Agricultural development also threatens the preservation of woody vegetation in the adjacent rural area.

In the rural areas, the case study of the commune of Vallières and its three communal sections reveals that in 35 years the surface area of the forests has regressed through the fragmentation of the initial large patches as opposed to the progressive dynamics of the agricultural areas and the bare surfaces. The accentuated degradation of the vegetation cover in favor of agricultural areas has inevitably led to the creation of bare areas that vary from one communal section to another (bare areas cover about 3.94% of the landscape in Corosse, 6.88 in Trois-Palmistes in 2019 and up to 9% of the landscape in Grosse Roche). Due to land saturation in inhabited rural areas, human activities are extending their reach to the level of Haiti's protected areas. Thus, within PNN-FP2, PNN-LV and PNN-M, our results highlight that illicit anthropic activities have led to a landscape dynamic materialized by losses of forest cover between 1985 and 2018 to the benefit of agricultural areas in particular. The annual deforestation rates are also significant and have varied according to the parks (1.8% in PNN-FP2, 1.2% in PNN-LV and 1.4% in PNN-M). The regression of forest cover is underpinned, at the level of the protected areas studied, by the dissection and fragmentation of its patches as opposed to the creation and merging of patches of anthropic classes (fields, buildings, bare soil, etc.).

Finally, this study has highlighted the strong dynamics of natural landscapes in (peri-)urban and rural Haiti. These mutations, due to anthropic activities, will dangerously compromise the future of these natural landscapes on which the survival of local populations depends. This study justifies the urgent need to develop a rational policy for the conservation and management of Haiti's natural landscapes supported by contextualized socio-economic development measures.

Keywords: anthropization, deforestation, geographic information system, landscape dynamics, landscape ecology, remote sensing, urbanization, urban-rural gradient.

Remerciements

Cette présente recherche doctorale est le fruit de plusieurs années de labeur, de courage, d'expériences inestimables et de privations. Pour l'aboutissement de cette recherche doctorale, nous avons sans cesse bénéficié de près ou de loin pendant toutes ces années des encouragements, des sages conseils, du soutien et de la proximité de nombreuses personnes physiques et morales. Je leur exprime mes sincères et profondes reconnaissances ici.

<

Je ne remercierai jamais assez mon promoteur, le Professeur Jan Bogaert pour son attentionné mentorat scientifique. Tout a commencé lors de notre première réunion dans le cadre mon Travail de Fin d'Etude de master où il a montré tout son intérêt pour les recherches en Haïti. Depuis lors, il a commencé à guider mes pas dans l'entreprise de la recherche scientifique avec la direction de mon Travail de Fin d'Etude de master et a suivi les différentes phases de cette recherche doctorale jusqu'à la ligne d'arrivée. Malgré ses nombreuses préoccupations, il a toujours été disponible à travers son encadrement et ses conseils qui ont contribué à la progression de la thèse. Je suis extrêmement reconnaissant également pour l'accueil extraordinaire et la confiance qu'il m'a réservée au sein de l'unité Biodiversité et Paysage (Université de Liège, Gembloux Agro-Bio Tech). Son expérience, son sens humain, sa patience et son style de travail m'ont été très bénéfiques et ont permis l'aboutissement heureux de cette thèse. Qu'il trouve à travers ces lignes ma profonde gratitude et mon attachement.

Nous remercions très spécialement le Professeur Jean-Marie Théodat qui m'a fait aussi confiance et qui a accepté de codiriger cette recherche doctorale. Il a toujours été disponible, chaque fois que j'avais besoin de lui. Je tiens également à lui présenter tous mes remerciements pour l'accueil au sein de l'UrbaLab. Sa disponibilité scientifique, ses encouragements et ses remarques très pertinentes ont fortement contribué à la finalisation de ce travail.

Je témoigne de tout mon cœur ma plus vive reconnaissance au Professeur Useni Sikuzani Yannick (Université de Lubumbashi). Comme pour le Prof Jan Bogaert, tout a commencé en 2016, lorsque vous avez accepté de suivre mon Travail de Fin d'Etude de master comme promoteur officieux. Si j'ai pu aboutir aujourd'hui à la fin de cette thèse, c'est grâce à votre rigueur scientifique, votre pragmatisme, votre sens humain, votre large vision des sciences, votre souci du travail bien fait. Vous êtes un vrai disciple du Prof Jan Boagert. Je n'ai vraiment pas assez de mots pour vous remercier, mais soyez rassuré de ma plus profonde gratitude.

Mes plus grands remerciements vont aux Professeurs et aux doctorants du Groupe de Recherche Interdisciplinaire en Ecologie du Paysage et en Environnement (GRIEPPPE) de l'Université Jean-Lorougnon-Guédé (UJLoG, Côte d'Ivoire), notamment le Professeur Yao Sadaïou Sabas Barima et le Docteur Akoua Tamia Madeleine Kouakou. Ils m'ont reçu en stage de formation doctorale à leur unité du 23 avril au 7 mars 2019 et ont accepté de partager leurs connaissances et leurs compétences avec passion, générosité, patience et force. Ils ont été également impliqués scientifiquement tout au long de cette recherche doctorale dans le cadre de nos différents travaux de recherche.

J'adresse aussi ma profonde gratitude aux Professeurs membres du comité de cette thèse, à savoir le Professeur Gregory Mahy (président), le Professeur Jan Bogaert (promoteur), le Professeur Jean-Marie Théodat (co-promoteur), le Professeur Yannick Useni Sikuzani (membre) et le Professeur Jean Paul Barthelemy (membre) qui ont pu suivre de près l'évolution scientifique et académique de cette thèse. Votre collaboration, vos implications, votre disponibilité et vos remarques scientifiques m'ont été précieuses tout au long de cette thèse.

Je voudrais remercier les professeurs de l'Université de Lubumbashi et de Kolwezi qui m'ont accueilli et guidé lors du stage réalisé en RDC du 19 juillet au 5 août 2023. Leurs remarques très édifiantes ont été pertinentes dans la finalisation de cette thèse.

Je tiens à exprimer tous mes remerciements et ma gratitude à toute l'équipe de l'unité Biodiversité et Paysage (Université de Liège, Gembloux Agro-Bio Tech), notamment à Cynthia Thomas, Catherine Monfort et Emilie Vander Elst pour l'accueil, l'entraide et la convivialité extraordinaire. Je vous remercie également pour la qualité des échanges et la bonne humeur ambiante.

Mes vifs remerciements vont également à l'endroit des responsables du Centre pour le Partenariat et la Coopération au Développement (PACODEL) et de l'AUF-Caraïbe impliqués dans les dossiers administratifs de la thèse. Un remerciement spécial en ce sens à Lindsay Lebeau et Valérie Voyeux (Centre pour le Partenariat et la Coopération au Développement, PACODEL), Dieuva Pierre et Webert Nathanaël (AUF-Caraïbe). Votre facilitation technique et administrative a été déterminante dans la réalisation de cette thèse.

Je suis particulièrement reconnaissant au staff de la direction de la maison internationale Nord/Sud de l'Université de Liège qui m'a logé lors des différents séjours, notamment Mme Décamps, Mme A. Raway et Monsieur T. Henckaerts pour leur convivialité et leur accueil fraternel.

Je remercie les membres du conseil de gestion, les personnels administratifs et enseignants du Campus Henry Christophe de Limonade de l'Université d'Etat d'Haïti, plus particulièrement ceux de la Faculté des Sciences Agronomiques qui m'ont toujours chaleureusement prodigué des conseils. Je cite plus particulièrement le feu Audalbert Bien-Aimé (ex Président du Conseil de gestion), Herissé Guirand (Président du Conseil de gestion), Belle-Fleur Maxime (Vice-Président du Conseil de gestion), Claudel Noel (Vice-Président du Conseil de gestion), Weldeson Dorvil (Doyen de la FASHAL), Guensly Jn-Pierre (ex Doyen de la FASHAL), Karl-Hermane Joseph (assistant), Ferry Jean Valais (assistant), Eugénie Raymond (Secrétaire), Jesuka Roselande (doctorante). Que tous les collègues de notre faculté sachent que j'ai été sensible à l'attention qu'ils ont portée à mon égard.

Je tiens également à exprimer ma profonde gratitude aux Professeurs Raoul Sambieni (ERAIFT, Kinshassa) et Sylvestre Cabala (UNILU). Vos conseils, vos remarques et suggestions ont été d'une très grande utilité dans mes travaux et l'amélioration de la qualité des manuscrits.

J'ai également eu la chance de trouver source de réconfort, d'énergie et de divertissement auprès de mon entourage durant toute la durée de cette thèse. J'aimerais ainsi remercier sincèrement les membres de ma famille et des amis pour leur présence permanente. Merci donc à Marie-Hélène Sylvestre, à Elza Salomon, Berdie Reginalde Joseph, Noumi Ngamegne Christelle, Neema Ciza Angélique,

Frantzline Jules, Wile-Phèdre Bureau, Wadelin Salomon. L'arrivée sur Terre de ma fille Eleisha a été une nouvelle source de joie et d'épanouissement.

J'adresse également mes remerciements aux autorités et aux populations locales de différents sites d'étude qui ne sont pas citées nommément et qui se reconnaîtront contributeurs à l'aboutissement de ce travail. Qu'ils trouvent ici l'expression de notre profonde gratitude

Table des matières

Résumé	i
Abstract.....	iii
Remerciements	v
Table des matières	viii
Liste des figures.....	xiii
Liste des tableaux	xvi
Chapitre 1	1
Introduction générale.....	1
1.1. Problématique générale et contexte : développement agricole et urbanisation, des facteurs d'anthropisation des paysages.....	3
1.2. Conception scientifique de la thèse	10
1.2.1. Questions et hypothèses de recherche	10
1.2.2. Objectifs de recherche	12
1.2.3. Structure de recherche	12
Chapitre 2	15
État de l'art	15
2.1. Milieu d'étude : La République d'Haïti.....	17
2.1.1. Cadre biophysique	17
2.1.2 Population et cadre socio-économique	23
2.1.3. Justification du choix des sites d'étude.....	25
2.2. Ecologie du paysage, discipline au service de l'analyse de l'anthropisation	27
2.2.1. Concept paysage et composantes du paysage.....	27
2.2.2. Émergence de l'écologie du paysage.....	29
2.2.3. Principes de base de l'écologie du paysage	30
2.2.4. Analyse de la dynamique paysagère.....	33
2.2.4.1. Indices de structure spatiale du paysage	33
2.2.4.2. Matrice de transition	34
2.2.4.3. Processus de transformation spatiale	36
2.2.5. Télédétection et SIG, outils appropriés pour l'analyse du paysage	41
2.2.6. La chorologie	46
2.3. Forêts et déforestation	48
2.3.1. Forêt : notions et concepts clefs.....	48
2.3.2. Dégradation et déforestation : concepts, causes	49
2.3.3. Aires protégées, des espaces pour préserver les écosystèmes forestiers	52
Chapitre 3	57
Matériels et méthodes	57
3.1. Matériels et méthodes	59
3.1.1. Images satellitaires « Landsat » et données auxiliaires	59
3.1.2. Prétraitement des images	59
3.1.3. Corrections géométriques et rehaussements des images satellitaires	59

3.1.4. Le mosaïquage.....	61
3.1.5. Données de terrain.....	61
3.1.6. Sélection des zones d’entraînement.....	62
3.1.7. Validation des classifications supervisées.....	62
Chapitre 4.....	65
Caractérisation de la dynamique de l’occupation du sol dans les zones urbaines et périurbaines de la ville du Cap-Haïtien (Haïti), 1986 à 2017.....	65
4.1. Référence bibliographique.....	67
4.2. Contextualisation.....	67
4.3. Résumé.....	67
4.4. Abstract.....	67
4.5. Introduction.....	68
4.6. Milieu, matériels et méthodes.....	68
4.6.1. Zone d’étude.....	68
4.6.2. Choix des données.....	69
4.6.3. Traitement et classifications des images Landsat.....	69
4.6.4. Segmentation des zones du gradient urbain-rural.....	70
4.6.5. Détection des changements.....	70
4.7. Résultats.....	71
4.7.1. Classifications et cartographie.....	71
4.7.2. Caractérisation de la dynamique paysagère dans la ville et sa périphérie.....	72
4.7.3. Anthropisation du paysage.....	74
4.7.4. Dynamique paysagère le long du gradient urbain-rural.....	74
4.8. Discussion.....	78
4.8.1. Approche méthodologique.....	78
4.8.2. Urbanisation, développement agricole et anthropisation du paysage.....	78
4.8.3. Dynamique paysagère le long du gradient urbain-rural.....	78
4.9. Conclusion.....	80
Chapitre 5.....	81
Land Cover Dynamics along the Urban–Rural Gradient of the Port-au-Prince Agglomeration (Republic of Haiti) from 1986 to 2021.....	81
5.1. Référence bibliographique.....	83
5.2. Contextualisation.....	83
5.3. Résumé.....	83
5.4. Abstract.....	83
5.5. Introduction.....	84
5.6. Materials and Methods.....	86
5.6.1. Presentation of the Port-au-Prince Agglomeration.....	86
5.6.2. Methodology.....	87
5.7 Résultats.....	90
5.7.1 Accuracy of Supervised Classifications.....	90

5.7.2. Mapping and Quantification of the Spatial Changes in the Urban, Peri-Urban, and Rural Zones in the Port-au-Prince Agglomeration	91
5.7.3. Mapping and Quantification of Land Use Dynamics along the Urban–rural Gradient of the Port-au-Prince Agglomeration.....	93
5.8 Discussion.....	96
5.8.1 Dynamics of the Urban–rural Gradient Zones of the Port-au-Prince Agglomeration.....	96
5.8.2 Landscape Dynamics of the Urban Core towards the Rural Areas Adjacent to the Port-au-Prince Agglomeration.....	97
5.8.3 Proposals and Perspectives	98
5.9 Conclusions.....	99
Chapitre 6	101
Monitoring of anthropogenic effects on forest ecosystems within the municipality of Vallières in the Republic of Haiti from 1984 to 2019	101
6.1. Références bibliographiques.....	103
6.2. Contextualisation	103
6.3. Résumé	103
6.4. Abstract.....	103
6.5. Introduction	104
6.6. Materials and Methods	105
6.6.1. Study environment: the municipality of Vallières and its sections.....	105
6.6.2. Choice of data and materials used	106
6.6.3. Preprocessing of Landsat images.....	106
6.6.4. Supervised classification and validation of classification quality	107
6.6.5. Analysis of the landscape spatial pattern dynamics.....	107
6.7. Results	108
6.7.1. Classification and mapping.....	108
6.7.2. Compositional dynamics	110
6.7.3. Spatial pattern dynamics and anthropogenic landscape change	111
6.8. Discussion.....	114
6.8.1 Methodological approach	114
6.8.2. Slash-and-burn agriculture and deforestation in the municipality of Vallières.....	115
6.8.2. Implications for land use planning, management and conservation	116
6.9. Conclusions	117
Chapitre 7	119
Dynamique paysagère du Parc National Naturel de la Forêt des Pins en Haïti (1973-2018)	119
7.1. Références bibliographique	121
7.2. Contextualisation	121
7.3. Résumé	121
7.4. Abstract.....	121
7.5. Introduction	122

7.6. Milieu, matériels et méthodes.....	124
7.6.1. Description du site d'étude.....	124
7.6.2. Méthodologie.....	125
7.7. Résultats	130
7.7.1. Classification et cartographie	130
7.7.2. Dynamique de l'occupation du sol du PNN-FP2	132
7.7.3. Dynamique de la structure spatiale du PNN-FP2.....	134
7.7.4. Anthropisation du paysage	135
7.8. Discussion	136
7.8.1. Démarches méthodologiques.....	136
7.8.2. Dynamique structurale, anthropisation et conséquences écologiques sur les écosystèmes naturels au sein du PNN-FP2	136
7.9. Conclusion.....	139
Chapitre 8	141
Cartographie et quantification de la perte du couvert forestier dans les parcs nationaux du Sud de la République d'Haïti de 1985 à 2018 : rôle des activités agricoles locales»	141
8.1. Références bibliographique	143
8.2. Contextualisation.....	143
8.3. Résumé	143
8.4. Abstract	143
8.5. Introduction	144
8.6. Milieu, matériels et méthodes.....	145
8.6.1. Sites d'étude	145
8.6.2. Choix de données et matériels utilisés.....	146
8.6.3. Prétraitement des images Landsat	147
8.6.4. Classification de l'occupation du sol.....	147
8.6.5. Validation de la classification.....	148
8.6.6. Détection de la dynamique paysagère au PNN-FP2, PNN-LV et au PNN-M	148
8.7. Résultats	149
8.7.1. Classification et cartographie de l'occupation du sol.....	149
8.7.2. Dynamique de composition du paysage	151
8.7.3. Dynamique de conversion des classes de l'occupation du sol	153
8.7.4. Dynamique structurale.....	154
8.8. Discussion	156
8.8.1. Approche méthodologique	156
8.8.2. Activités agricoles et pertes de la couverture forestière au sein des parcs nationaux du sud de la République d'Haïti	157
8.9. Conclusion.....	160
Chapitre 9	161
Discussion générale.....	161
9.1. Méthodes	163

9.1.1. Images satellitaires et détection des changements	163
9.1.2. Identification et segmentation des zones du gradient d'urbanisation ...	166
9.1.3. Analyse de la structure spatiale du paysage.....	167
9.1.4. Processus de transformation spatiale	168
9.2. Discussion des résultats	169
9.2.2. Urbanisation et périurbanisation, menace sur les terres agricoles et la végétation ligneuse	169
9.2.3. Dégradation et déforestation dans une zone rurale déjà anthropisée....	171
9.2.4. Agriculture illicite et anthropisation des écosystèmes forestiers dans les aires protégées	173
9.3. Propositions pour l'aménagement du territoire, la gestion et la conservation	175
9.3.1. Politique d'aménagement des zones urbaines et périurbaines d'Haïti..	176
9.3.2. Proposition d'aménagement et de gestion des milieux naturels des zones forestières habitées : le cas de la commune de Vallières	177
9.3.3. Propositions pour l'aménagement du territoire, la gestion et la conservation.....	178
Chapitre 10	181
Conclusion générale et perspectives	181
10.1 Conclusions et perspectives	183
10.1.1. Conclusion	183
10.1.2. Perspectives	184
Références bibliographiques.....	185

Liste des figures

Figure 1.1 : Relations entre le développement de l'agriculture, l'évolution de la sédentarité de l'homme et la modification des paysages. (Bogaert et al., 2014).	4
Figure 1.2 : Transition urbaine sur la période 1950-2050. Elle présente l'évolution démographique mondiale des zones urbaines tout en discernant les régions les plus développées et les régions les moins développées (UNDESA, 2011).....	5
Figure 1.3. : La surface des terres urbanisées projetée dans les différentes régions du monde entre 2000 et 2050 en tenant compte de 3 scenarii (Angel et al., 2011).....	6
Figure 1.4. Cadre montrant le socio-écosystème urbain en tant que moteur des changements environnementaux et réponse à ces changements. (Grimm et al., 2008).	7
Figure 1.5 : Schématisation synthétique des hypothèses formulées.....	12
Figure 1.6 : La stratégie du déroulement de la thèse.....	13
Figure 2.1: Situation géographique d'Haïti dans les Caraïbes. PNN-FP2, PNN_LV, PNN-M, Vallières, Port-au-Prince et Cap-Haitien correspondent aux différents sites étudiés dans le cadre de cette recherche doctorale.	18
Figure 2.2 : Relief de la République d'Haïti (MDE et al., 2015)	19
Figure 2.3 : Caractéristiques climatiques d'Haïti (MDE et al., 2015).....	21
Figure 2.4 : Evolution de la population haïtienne de 1950 à 2014 (IHSI, 2015 ; Michel, 2016).....	24
Figure 2.5 : Description de la démarche scientifique adoptée en écologie du paysage : le paysage est la résultante de la dynamique du milieu et de la société qui s'y est développée. (Burel et Baudry, 2003).....	28
Figure 2.6 : Taches, corridors et matrice : les éléments de base d'une structure paysagère (Forman, 1995 ; Burel et Baudry, 1999). (Modifié par Preux, 2018).....	29
Figure 2.7. Le paysage d'après l'organisation des systèmes écologiques. Le paysage se situe au-dessus de l'écosystème, mais en dessous de la région, du continent et de la planète (Burel et Baudry, 2003).	30
Figure 2.8 : Représentation de la notion de résolution et d'étendue comme composantes de l'échelle spatiale (Barima, 2009).	32
Figure 2.9: Les éléments clés de chaque système écologique, applicable à chaque échelle spatio-temporelle : la composition, la configuration et les fonctions présentes dans le paysage. (Noon et Dale, 2002).	32
Figure 2.10: Identification des processus de transformation spatiale. (A) identification du processus sur la base du nombre, de l'aire et du périmètre de taches des classes (Bogaert et al., 2004).....	37
Figure 2.11 : Les processus de transformation spatiale généralement observés pour les types de taches anthropiques (traits discontinus) et naturelles (traits continus). (Bogaert et al., 2011a ; 2014).	38
Figure 2.12 : Caractéristiques des taches changeant le long d'un gradient de modification du paysage.	40

Figure 2.13: Organigramme des définitions des zones présentes le long du gradient urbain-rural (André et al., 2014).....	41
Figure 2.14 : Présentation des processus de la télédétection passive (CCT, 2003)..	42
Figure 2.15 : Signature spectrale de la végétation, du sol et de l'eau (Dusseux, 2014)	43
Figure 2.16 : L'écologie du paysage et la chorologie (Bogaert et al., 2015).....	47
Figure 2.17 : Les quatre catégories de services écosystémiques et leurs exemples associés (Millenium Ecosystem Assessment, 2005).	51
Figure 2.18 : Evolution du réseau d'aires protégées mondial (Aubertin et Rodary, 2008 ; UNEP-WCMC, 2018).	55
Figure 2.19 – Différentes facettes de la mesure de l'efficacité des aires protégées, des moyens aux mécanismes et aux fins. (Victor, 2020).	55
Figure 4.1 : Illustration de la localisation des sous-zones sur toute la zone d'étude sur fond de l'image <i>Google Earth</i> de décembre 2017.....	70
Figure 4.2: Occupation du sol de la ville du Cap-Haïtien (Haïti) et de sa zone périphérique, issues de l'analyse d'images Landsat de 1986, 2003 et 2017.....	72
Figure 4.3: Évolution de la proportion des classes d'occupation du sol au niveau des sous-zones à statut urbain.	75
Figure 4.4: Évolution de la proportion des classes d'occupation de sol au niveau des sous-zones à statut périurbain.....	76
Figure 4.5: Évolution de la proportion des classes d'occupation de sol au niveau des sous-zones à statut rural.....	77
Figure 5.1: Geographical location of the municipalities of the Port-au-Prince district and attached municipalities in the western department of Haiti.....	87
Figure 5.2. Land cover maps of the Port-au-Prince agglomeration obtained from supervised classification of Landsat images from 1986, 1998–99, 2010 and 2021 based on the maximum likelihood algorithm.	92
Figure 5.3. Land cover maps of the Port-au-Prince agglomeration from supervised classification of Landsat image mosaics from 1986, 1998–99, 2010 and 2021 based on the maximum likelihood algorithm.	95
Figure 5.4. Evolution of the percentage of landscape of different land cover types in municipalities with urban (A), peri-urban (B) and rural (C) zones morphological status.....	96
Figure 6.1: Location of the municipality of Vallières within North-East of the Republic of Haiti and its communal sections: Trois Palmistes (1), Grosse Roche (2) and Corosse (3).....	106
Figure 6.2: Land use and land cover in the municipality of Vallières and its sections during the study periods. Maps have been obtained from supervised classification of Landsat images from 1984, 1998 and 2019 based on the maximum likelihood algorithm.....	110
Figure 6.3: Evolution of the PLAND of forest, agricultural and bare land within the Trois Palmistes section (A), Grosse Roche section (B), Corosse section (C) and the municipality of Vallières (D) in 1984, 1998 and 2019.....	111

Figure 7.1: Délimitation de l'Unité 2 du PNN-FP2 au niveau du département de l'ouest et du sud-est en République d'Haïti.....	125
Figure 7.2 : Cartographie de l'occupation du sol de l'Unité 2 du Parc National Naturel de la Forêt des Pins (Haïti) sur la base de la classification supervisée d'images Landsat de 1973, 1986, 1999 et 2018.	132
Figure 8.1: Situation géographique des parcs nationaux naturels de la Forêt des Pins-Unité 2 (1), La-Visite (2) et Macaya (3) au Sud de la République d'Haïti	146
Figure 9.1 : Évolution du taux de la déforestation et du taux d'expansion agricole au niveau de la commune de Vallières (Salomon et al ; 2021).	178
Figure 9.2 : Évolution en pourcentage (%) du taux de la déforestation et du taux d'expansion agricole au niveau du PNN-FP2 (A), du PNN-LV (B) et du PNN-M (C)	180

Liste des tableaux

Tableau 2.1 : Caractéristiques des différents sites d'études le long du gradient urbain rural d'Haïti.....	26
Tableau 2.2 : Illustration d'une matrice de transition simplifiée. Les valeurs peuvent être exprimées en unité de surfaces ou en pourcentage. (Cabala, 2017).	35
Tableau 2.3 – Catégories de gestion des aires protégées présentes dans la « <i>World Database on Protected Areas</i> » (WDPA) sous le nom de « <i>IUCN category</i> » (UNEP-WCMC et IUCN, 2020).	53
Tableau 3.1 : Scènes Landsat impliquées dans la couverture de différentes zones d'études : les rangées et colonnes (Patch/row), les bandes spectrales et la résolution spatiale (pixel) (NASA, 2011, 2013).	60
Tableau 4.1: Matrice de transition des classes d'occupation du sol entre 1986-2003 et 2003-2017 ; 1% représente ~0,8 km ²	73
Tableau 4.2: Analyse des aires des taches et identification des processus de transformation spatiale qui sous-tendent les changements observés ...	74
Table 5.1. Population, area and geographic coordinates of the municipalities in the Port-au-Prince agglomeration (IHSI,2015).	87
Table 5.2. Satellite images characteristics.	88
Table 5.3. Overall accuracy and Kappa coefficient values from supervised classifications of Landsat image mosaics of the Port-au-Prince agglomeration from 1986, 1998–99, 2010 and 2021 based on the maximum likelihood algorithm.....	91
Table 5.4. Net area increase between 1986–1998/99, 1998/1999–2010, 2010–2021 and 1986–2021 of the different zones (urban, peri-urban, rural) corresponding to the agglomeration of Port-au-Prince.	93
Table 5.5. Morphological status of the municipalities along the urban–rural gradient of the Port-au-Prince agglomeration according to Sambieni et al., 2018 typology..	94
Table 6.1: Accuracy assessment matrix for the classified Landsat images of 1984, 1998 and 2019.....	109
Table 6.2: Evolution of CA (km ²) and PD expressed as number of patches per km ² within the municipality of Vallières and its sections in 1984, 1998 and 2019.....	112
Table 6.3: Quantifying of landscape anthropisation from the evolution of the LPI (%), AMED (km ²) and the AA (km ²) of forest, agricultural and bare land within the municipality of Vallières and its sections in 1984, 1998 and 2019.....	114
Tableau 7.1 : Définition des classes d'occupation du sol au sein du PNN-FP2	128
Tableau 7.2 : Matrice de confusion, précision globale et indice de Kappa issus de la vérification des classifications supervisées des images Landsat de 1973, 1986, 1999 et 2018 du Parc National Naturel de la Forêt des Pins....	131

Tableau 7.3 : Matrice de transition des périodes 1973-1986, 1986-1999, 1999-2018 et 1973-2018 illustrant en pourcentage les conversions entre les différentes classes d'occupation du sol du PNN-FP2 (Haïti)	134
Tableau 7.4 : Récapitulatif des indices de structure spatiale calculés pour l'identification des processus de transformation spatiale caractérisant l'évolution de la structure spatiale des classes végétales (n : nombre de taches ; a _t : aire totale en km ²) au cours des périodes 1973-1986, 1986-1999 et 1999-2018.	135
Tableau 7.5 : Illustration de l'anthropisation du paysage à travers l'évolution de l'indice de dominance (D) des classes végétales et de l'indice de perturbation (U)	136
Tableau 8.1 : Définition des classes d'occupation de sol	148
Tableau 8.2: Matrice de confusion résultant de la vérification de la classification supervisée des images Landsat de 1985/1986, 1998/1999 et 2017/2018 de PNN-FP2, PNN-LV et PNN-M.....	150
Tableau 8.3: Composition du paysage (en km ²) et taux d'évolution (TE) des différentes classes d'occupation du sol au niveau du PNN-FP2, du PNN-LV et du PNNM entre 1985 et 2018.	152
Tableau 8.4: Matrice de transition d'aires entre classes d'occupation du sol au niveau du PNN-FP2, du PNN-LV et du PNN-M. 1% correspond à 1,40 km ² , 1,14 km ² et 1,34 km ² respectivement pour le PNN-FP2, le PNN-LV et le PNN-M.....	154
Tableau 8.5 : Synthèse des indices de structure spatiale et identification des processus de transformation spatiale qui sous-tendent les changements observés au PNN-FP2, au PNN-LV et au PNN-M.....	156

Chapitre 1

Introduction générale

1.1. Problématique générale et contexte : développement agricole et urbanisation, des facteurs d'anthropisation des paysages

Depuis que les êtres humains ont commencé à utiliser et à façonner la terre, les paysages naturels connaissent de nombreuses transformations et leur influence sur leur environnement n'a cessé de croître (Bamba, 2010 ; Bogaert et al., 2014). Actuellement, d'une manière ou d'une autre, il n'existe quasiment aucun écosystème du monde qui ne soit pas influencé par les impacts humains (Sanderson et al., 2002 ; Ellis et Ramankutty, 2008). Les écosystèmes sont, en effet, générés à la fois par des processus anthropiques et naturels. Pour cela, la plupart des paysages sont désormais qualifiés de paysages bioculturels (Bogaert et al., 2014 ; David et O'Donnell, 2021).

L'évolution des paysages du naturel vers l'anthropique sont historiquement associés au démarrage de l'agriculture (Bamba et al., 2008 ; Bogaert et al., 2014) suivi du développement urbain conduisant à une importante croissance des occupations du sol dévolu aux parcs, aux bâtiments et aux infrastructures routières (Figure 1.1 ; Grimm et al., 2008 ; Bogaert et al., 2014, 2015). L'humanité et la terre n'ont été autant transformées par aucune autre activité que l'agriculture (Huteau, 2019). Il est évident également qu'avant l'invention de l'agriculture, des effets anthropiques sur les paysages auraient été considérés comme peu ou pas significatifs en raison de la faible densité de population, du caractère non-sédentaire des populations impliquées, du caractère local des changements d'occupation du sol (André et al., 2018).

Si jusqu'à la fin du XIX^e siècle, c'est au niveau des zones au climat tempéré que l'on déboisait le plus au profit de l'agriculture, de nos jours, la perte forestière est la plus forte au niveau des zones tropicales et se poursuit à un rythme alarmant (Lambin et al., 2003 ; FAO, 2016 ; Maïga et al ; 2020). Entre 2000 et 2010 par exemple, l'augmentation annuelle nette de la superficie des terres agricoles était de plus de 6 millions d'hectares contre une perte annuelle nette de superficie forestière estimé à 7 millions d'hectares environ dans les zones tropicales. La perte nette de superficie forestière et le gain net de terres agricoles les plus importants pendant cette période sont observés au niveau des pays à faible revenu et qui connaissent une croissance importante de leurs populations rurales (FAO, 2016).

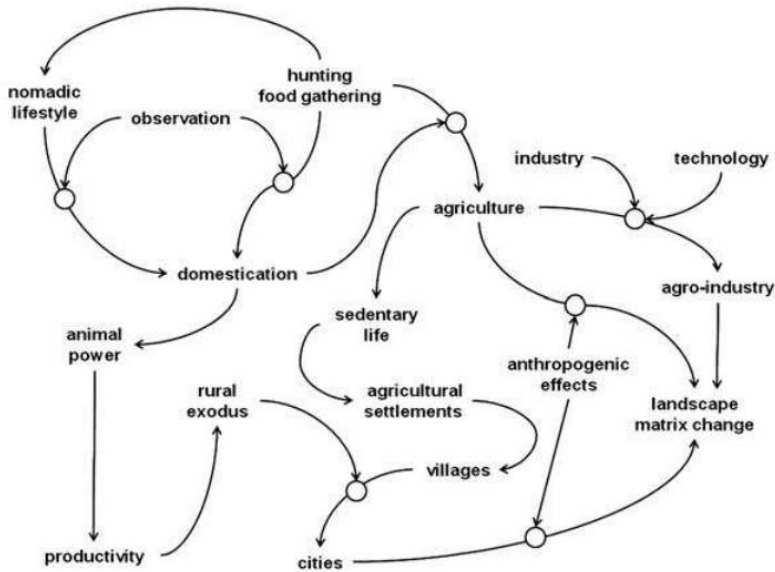


Figure 1.1 : Relations entre le développement de l'agriculture, l'évolution de la sédentarité de l'homme et la modification des paysages. Après une période de chasse et de cueillette au cours de laquelle la nature et sa production de biomasse ont été observées, l'homme a développé un mode de vie sédentaire par la domestication des plantes et des animaux. La matrice paysagère naturelle a ainsi été remplacée par une matrice agricole. L'utilisation de l'énergie animale a permis à l'homme d'augmenter la productivité agricole, entraînant l'exode rural et le développement des villages et des villes. Après la révolution industrielle, l'agriculture s'est de plus en plus intégrée aux activités industrielles. Le développement urbain de ces derniers temps n'a été possible que grâce à ces développements antérieurs de l'élevage. L'urbanisation introduit en effet de nouvelles dynamiques paysagères remplaçant les paysages agricoles par des paysages urbains (Bogaert et al., 2014).

En parallèle au développement agricole, le monde s'est exposé à la création, à l'extension et la densification des villes (Mazoyer et al., 2002), processus qui sont regroupés sous l'appellation large d'urbanisation. L'urbanisation est donc devenue, de nos jours, un phénomène mondial avec des formes locales différentes. Celles-ci sont souvent fonction, entre autres, du niveau de développement des pays, des réalités historiques, des choix des acteurs, de l'orientation des politiques publiques (Valette et Dugué, 2017 ; Belvert, 2019).

En 2016, les milieux urbains ont été habités par environ de 55% de la population mondiale contre un taux de 30% en 1950 (United Nations, 2016). Si entre 2000 et 2050 la population urbaine mondiale est attendue d'augmenter d'environ 3 milliards d'individus (Halleux et al., 2015 ; Beaujour et Cézilly, 2023), l'Amérique Latine et les Caraïbes seront parmi les régions du monde avec le taux d'urbanisation le plus élevé, soit environ 84% (UNDESA, 2014). Par contre, dans les autres régions en développement que sont l'Afrique et l'Asie, le taux d'urbanisation en 2050 sera en moyenne autour de 56 et 64% respectivement (Figure 1.2). La dynamique du paysage due au développement urbain, qu'a connu l'hémisphère Nord aux 19^e et 20^e siècles,

domine actuellement les transformations du paysage des pays du Sud (Antrop, 2001 ; Angel et al., 2011 ; Seto et al., 2012 ; Bogaert et al., 2015), notamment en raison de l'évolution démographique intrinsèque de la population urbaine elle-même et de l'exode rural (Angel et al., 2011 ; UN-Habitat, 2014).

Outre la densification des secteurs déjà bâtis, cette croissance démographique entraîne, par conséquent, une baisse de la densité moyenne à l'interface ville-campagne de nombreuses villes, connu sous le nom de « périurbain ». Ce phénomène appelé « dédensification », se produit sur toute la planète jusqu'à un taux annuel moyen de 2% (Figure 1.3 ; Besussi *et al.*, 2010 ; Calthorpe, 2011 ; André *et al.*, 2014) en entraînant une expansion des zones urbanisées deux fois plus rapide comparativement à leurs populations (Angel et al., 2011a-b). Ainsi, d'ici 2030, il est attendu à ce que la surface totale des zones urbanisées s'étende de 1,2 million de km² (Seto et al., 2012). Par conséquent, la consommation d'espace pour l'urbanisation ne cesse de s'accroître inévitablement tout en modifiant le paysage initial du milieu.

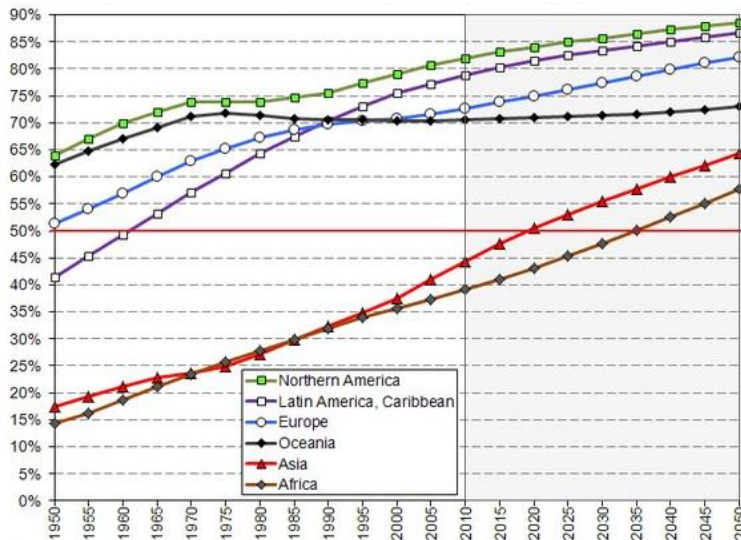


Figure 1.2 : Transition urbaine sur la période 1950-2050. Elle présente l'évolution démographique mondiale des zones urbaines tout en discernant les régions les plus développées et les régions les moins développées (UNDESA, 2011). La ligne verticale réfère à l'année 2010 pour laquelle correspondent les taux d'urbanisation présentés tandis que la ligne horizontale en trait continu correspond au seuil de 50% de taux d'urbanisation. Les projections sont présentées après l'année de 2010.

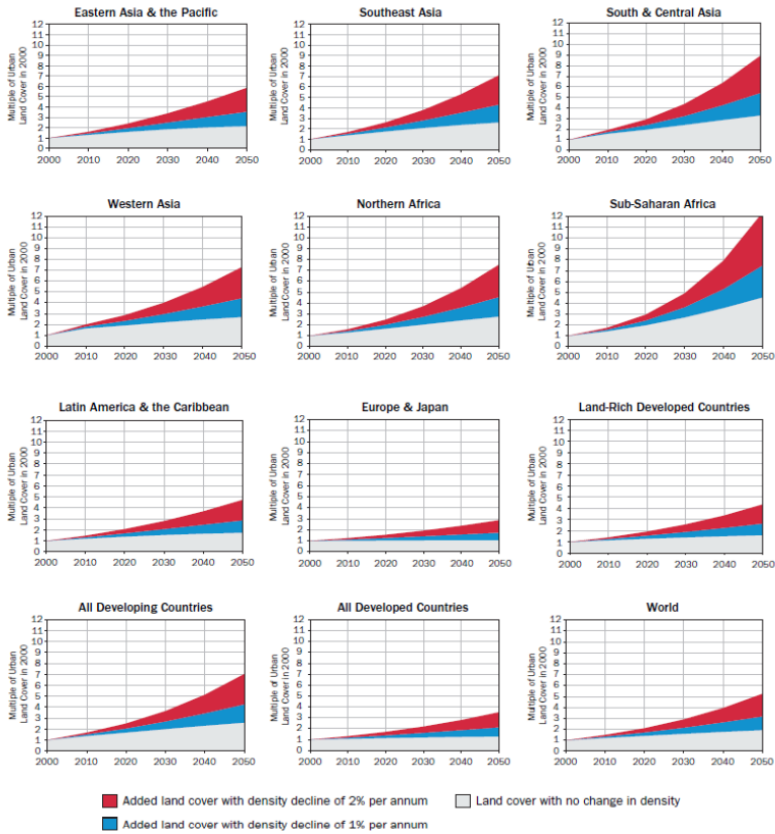


Figure 1.3. : La surface des terres urbanisées projetée dans les différentes régions du monde entre 2000 et 2050 en tenant compte de 3 scenarii (Angel et al., 2011). La zone grise projette la couverture des terres urbanisées en supposant que les densités moyennes des pays restent inchangées, tandis que les zones bleues et rouges projettent la couverture des terres urbanisées en supposant une baisse annuelle de 1% et 2% respectivement des densités moyennes au sein des agglomérations.

La dynamique des paysages due à la pression anthropique associée à l'urbanisation ne cesse de s'amplifier tout en impactant de plus en plus le fonctionnement des écosystèmes végétalisés à l'échelle locale et globale (Bogaert et al., 2005 ; Clancy, 2008 ; McKinney, 2008 ; Useni et al., 2020) (Figure 1.4). Dans les hotspots de biodiversité, 88% de la couverture végétale mondiale ont été détruits sous l'effet de l'expansion urbaine couplée à la dynamique de l'occupation du sol (Myers et al., 2000 ; McDonald et al., 2008 ; McKinney, 2008), contribuant ainsi à la libération de carbone stockée dans la biomasse végétale (Imhoff et al., 2004) et menaçant la biodiversité (Kabanyegeye et al., 2021).

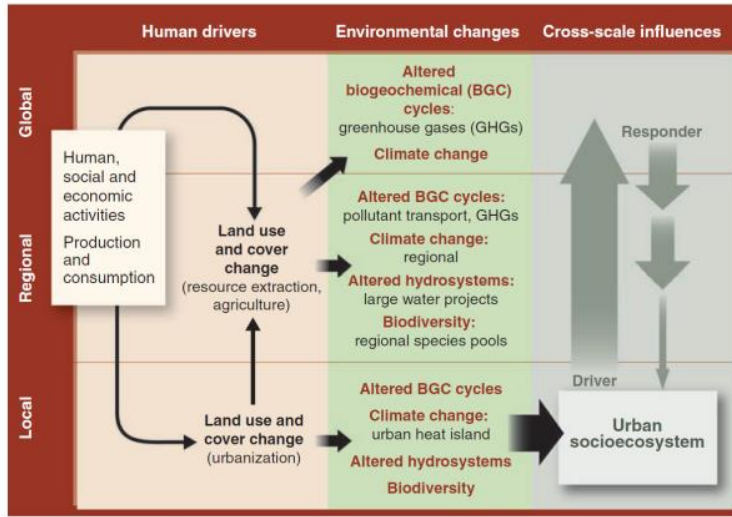


Figure 1.4. En bas à droite : cadre montrant le socio-écosystème urbain en tant que moteur des changements environnementaux (flèche vers le haut) et réponse à ces changements (flèches vers le bas et celles horizontales). Le changement d’occupation du sol associé à la construction des villes et le support de leurs populations, entraîne des perturbations du cycle biogéochimique, de l’hydrosystème, du climat et de la biodiversité du niveau local au niveau global. Les changements environnementaux mondiaux sont inférieurs à ceux qui se répercutent sur les changements environnementaux locaux (flèche horizontale noire). Toutes les interactions et moteurs possibles ne sont pas présentés (Grimm et al., 2008).

Actuellement, la pression démographique sur la zone périurbaine est appelée à continuer, notamment dans les pays en développement, dont Haïti. Pour cela, sans un minimum d’organisation, l’accès à la terre pour l’habitat, l’agriculture serait de plus en plus compétitif pour les populations qui y vivent et la dégradation de l’environnement pourrait s’accélérer (Clancy, 2008 ; Trefon et Kabuyaya, 2015). Par conséquent, afin d’optimiser les activités des populations (Bogaert et al., 2015), il devient essentiel d’intégrer le caractère dynamique et hybride de cette zone dans le programme de développement urbain (distribution de l’eau, production alimentaire, etc.)

Dans les caraïbes, Haïti, n’échappe pas à cette tendance d’anthropisation de ses paysages naturels à cause de l’agriculture d’itinérance, de l’exploitation forestière pour le bois d’œuvre et la production du charbon de bois, de l’urbanisation ; le tout étant gouverné par la croissance démographique rapide et amplifié par diverses crises et instabilités sociopolitiques (Kato et Lee., 2022 ; Bathelemy et al., 2022). Par conséquent, Haïti est considérée comme l’un des pays les plus déboisés des caraïbes de nos jours (FAO, 2015 ; Kato et Lee., 2022) avec une couverture forestière estimée entre 2% à 5% du territoire national en 2015 (FAO, 2015) tandis qu’elle a été chiffrée à 50% au début du 20^e siècle (FAO, 2015). Lorsque les plantations forestières sont prises en compte, certains auteurs estiment à environ 30% l’étendue du territoire couverte par des espaces boisés (Churches et al. 2014 ; Tarter, 2016).

Avant la découverte d'Haïti par les Espagnols en 1492, la couverture végétale d'Haïti a été estimée à plus de 80% (Piou, 2005). Par la suite, les ressources ligneuses naturelles d'Haïti ont fait l'objet de très fortes pressions durant la période coloniale au cours de laquelle elles ont été soumises au défrichement afin d'étendre au niveau des plaines de grandes plantations de canne à sucre, de coton, et au niveau des montagnes des plantations de café et de cacao. Les ressources ligneuses servaient aussi à couvrir les besoins en énergie et en matériaux de construction de l'agro-industrie coloniale (Bellande, 2009). Après l'indépendance du pays (1^{er} janvier 1804) et tout au long des 19^e et 20^e siècles, de nouveaux espaces sont souvent créés dans les zones forestières, notamment dans les zones rurales, essentiellement montagneuses, dans l'optique d'étendre le système agricole. Ainsi, ces pratiques dans un contexte de très forte pression démographique contribuent à la dégradation physique des sols, notamment à travers l'érosion hydrique qui diminue leur capacité physico-chimique (Pierre-Charles, 2004).

De nos jours, en plus de l'agriculture, la question de l'urbanisation devient un sujet de préoccupation pour les pouvoirs publics en Haïti à l'instar d'autres pays de l'Amérique latine et des caraïbes. En effet, si dans les années 1950 seulement 12,2% de la population haïtienne vivait en milieu urbain, ce taux est passé à 21% en 1970 et à un taux de 60% en 2015. D'après diverses projections, ce taux devrait atteindre 76% d'ici 2050 (Nations Unies, 2014 ; Banque Mondiale, 2018). Tout au long du XX^e siècle, suite à l'augmentation de la population urbaine d'Haïti, l'expansion spatiale en milieu urbain du pays a été sans cesse croissante. Cette croissance spatiale urbaine concerne notamment la capitale haïtienne (Port-au-Prince) et d'autres grands pôles urbains du pays (Cap-Haïtien, Gonaïves, etc.) qui connaissent une captation de l'urbanisation de plus en plus poussée (Calmont et Mérat, 2015).

Cette expansion urbaine des grandes villes haïtiennes, qui s'est déroulée en dehors des programmations d'un plan directeur d'urbanisme, d'aménagement, a entraîné la bidonvilisation de ses espaces (Petter et al., 2020). En effet, les différentes couches de la population ne cessent de squatter même les zones interdites par la loi (Safache, 2002 ; Glaeser et Steinberg, 2017). Le développement des nouvelles zones de peuplement humain produit de grandes quantités de déchets solides non gérés et auraient entraîné une importante dégradation, voir une disparition du couvert végétal (Pantuliano et al., 2012 ; Dorimain, 2013a).

La dégradation des écosystèmes naturels d'Haïti est amplifiée par la permanence des crises socio-économiques, politiques couplées à de graves catastrophes naturelles depuis 1986 notamment (Belande, 2009). En effet, malgré la proclamation pour la première fois par referendum d'une constitution en 1987 où les principes de l'Etat de droit sont explicitement stipulés. La Constitution reste pourtant lettres mortes en pratique et le pays connaît en moyenne trois présidents tous les cinq ans depuis 1988 au lieu d'en avoir un. De plus, Haïti, de par sa position géographique dans le golfe du Mexique et la mer des Caraïbes, est aux prises de divers facteurs naturels tant hydrométéorologiques que géophysiques qui affectent son paysage (Gracia, 2016). Haïti est reconnue comme faisant partie des 15 pays les plus prédisposés à être affecté par les perturbations naturelles (World Risk Report, 2015). Ce sont en effet les sècheresses, les inondations et les cyclones qui constituent les facteurs de perturbation naturelle les plus fréquents (Gracius, 2016 ; MDE et al, 2017).

À l'instabilité institutionnelle, des gouvernements et des catastrophes naturelles s'ajoutent : le manque de transparence dans la gestion de l'État ; la centralisation excessive des pouvoirs ; le manque d'incitations économiques au profit de la population haïtienne de plus en plus grandissante ; l'absence de coordination des politiques nationales. Haïti est ainsi devenue l'un des États les plus fragiles au monde avec le plus faible indice de développement humain dans l'Amérique latine et des Caraïbes. Cela incite la population de plus en plus pauvre à la dégradation des écosystèmes naturels pour répondre à leur besoin socio-économique de base (Dolisca et al., 2007 ; Belande, 2009 ; MDE, 2015).

La paupérisation contraint les populations vulnérables à s'installer sur les zones menacées d'inondation, de séismes et de glissements de terrain (Merat, 2018). La paupérisation notamment dans les zones rurales du pays intensifie les menaces sur les écosystèmes naturels du pays. En effet, le mode d'exploitation des terres ne permet pas aux nombreuses populations agricoles de répondre à leur besoin de base. 82% des exploitants en moyenne pratiquent l'agriculture comme activité principale (RGA, 2008). 70% des ménages ruraux du pays exploitent la terre (Egset et Sletten, 2004). Par ailleurs, la taille moyenne des exploitations agricoles haïtiennes est chiffrée à 0,76 carreau (RGA, 2008). Cela accentue une migration rurale-urbaine où les gens sont venus en groupes à la recherche des meilleures conditions de vie tout en occasionnant une forte urbanisation des principales villes d'Haïti. Suite à cela, il est très courant de rencontrer dans les zones défavorisées des villes des quartiers portant les noms d'une commune rurale en Haïti.

Durant les décennies à venir, les pressions anthropiques sur les paysages naturels d'Haïti vont encore augmenter bien que ce pays compte parmi les points chauds de biodiversité avec des ressources naturelles importantes ainsi que des services écosystémiques clés. En effet malgré les lois (lois du 3/02/1926 par exemple) des décrets (décret du 16/08/2020 par exemple) portant sur la gestion de l'environnement d'Haïti et de ses ressources naturelles, les paysages naturels d'Haïti restent très fortement perturbés par les activités anthropiques du fait du manque ou d'absence d'application des règlements existant. De plus, ces règlements juridiques ne cadre pas trop avec la réalité sociétale et économique du moment. Il se fait alors pressant la nécessité de sauvegarder les ressources qui se dégradent sans que la façon d'intervenir ne soit coordonnée et intégrée à différentes échelles spatiales. En effet, l'importance des menaces du développement agricole, de l'urbanisation sur les écosystèmes végétalisés et leur biodiversité n'ont reçu que peu d'attentions de la part des aménageurs et des décideurs en Haïti. D'autant plus que les principales études sur le paysage naturel en Haïti sont basées sur des approximations hâtives, sans fondements scientifiques (Bellande, 2015). Pourtant, les perturbations spatio-temporelles liées aux changements rapides d'occupation du sol et celles des paysages naturels plus spécifiquement, sont devenues des indicateurs qui permettent d'évaluer la santé des écosystèmes végétalisés dans le contexte actuel des changements globaux (Bogaert et André, 2013).

C'est ainsi qu'il a été jugé nécessaire de mener les analyses à différentes échelles spatio-temporelles afin de comprendre les patrons et les processus écologiques. Ainsi, dans cette recherche doctorale, il est question d'analyser les causes ou les moteurs de la dégradation des paysages naturels au niveau des zones urbaine, périurbaine, rurale

et forestière, mais aussi de quantifier les impacts de l'anthropisation des écosystèmes forestiers d'Haïti à l'aide des techniques de l'écologie du paysage couplée à la télédétection et au SIG. Il est à noter que l'analyse systémique des dynamiques des paysages en milieu urbain, périurbain, rural et forestier à partir de ces techniques constitue de nos jours une voie prometteuse pour la conservation des écosystèmes végétalisés (Luck et Wu, 2002 ; Herlod et al., 2003).

1.2. Conception scientifique de la thèse

1.2.1. Questions et hypothèses de recherche

La déforestation est l'un des phénomènes qui devient de plus en plus inquiétant au niveau de la biosphère. Suite à la dégradation de ses écosystèmes forestiers, Haïti est l'un des pays les plus déboisés de l'Amérique. La couverture forestière d'Haïti a chuté à moins de 5% du territoire national en 2015 (FAO, 2015) pendant qu'elle était estimée à près de la moitié de l'étendue du pays (27 750 km²) au début du 20^e siècle. L'explosion démographique, de laquelle naissent d'autres activités anthropiques (urbanisation, développement agricole, etc.) et associée aux phénomènes naturels agissent en synergie sur les écosystèmes naturels et sont considérés comme les principales causes de la déforestation (MDE, 2019). D'autant plus, comme dans d'autres pays en développement, l'instabilité politique et la pauvreté sont également évoquées parmi les mobiles de la dégradation des écosystèmes forestiers (Havyarimana et al., 2017). La dégradation des écosystèmes d'Haïti contribue à la dégradation physique des sols, notamment à travers l'érosion hydrique qui diminue leur capacité physico-chimique, donc de leur productivité. Cette situation modifie les microclimats un peu partout à travers le pays, amplifie le phénomène de ruissellement donc d'inondation des villes, provoque la perte de la biodiversité et accélère le processus d'érosion (Beaujour et Cézilly, 2023).

Pour ceci, il s'avère nécessaire d'analyser à l'échelle locale et à long terme les changements de l'occupation et d'utilisation du sol du paysage naturel. Cela permettra de mieux appréhender les phénomènes induits par les différentes activités anthropiques (notamment l'agriculture et l'urbanisation) amplifiées par les mouvements et densifications des populations (Cabala, 2017). Ainsi, il sera possible de prévoir les conséquences écologiques des transformations du paysage le long du gradient urbain-rural en Haïti. A cet effet, il se révèle nécessaire de poser les questions suivantes :

La dynamique périurbaine influence-t-elle la structure spatiale du paysage naturel autour des villes d'Haïti ? Au profit de quelles classes anthropiques la végétation naturelle a-t-elle été détruite ? Quels sont les processus de transformation spatiale qui sous-tendent ces dynamiques paysagères ? Quelle est la dynamique évolutive des différentes classes d'occupation de sol au fil du temps le long du gradient d'urbanisation des villes d'Haïti ?

De nos jours, l'urbanisation représente l'une des menaces majeures pesant sur l'environnement dans la plupart des pays en développement (Vermeiren et al., 2012 ; Lwasa, 2014). Cela ne cesse de préoccuper les aménageurs, les chercheurs et les hommes politiques (Antrop, 2004 ; Vermeiren et al., 2012 ; Kamusoko et al., 2013 ; Qu et al., 2014 ; Useni et al., 2017). D'autant plus, d'ici 2050, le monde connaîtra une forte urbanisation portant sa proportion d'urbains à 70%. Quant aux villes d'Amérique

Latine, elles connaîtront une proportion urbaine attendue à plus de 80% d'ici 2050 (UNDESA, 2014). Par la croissance des surfaces bâties sous l'impulsion de la rapide croissance démographique, les villes tendent à transformer l'environnement en modifiant graduellement les occupations et utilisations du sol (Vermeulen et al., 2011; Egoh et al., 2012). Cela entraîne généralement des conséquences irréversibles dans la composition et le fonctionnement des paysages naturels (Li et al., 2013 ; André et al., 2014). En revanche, la dynamique du paysage suite à l'expansion urbaine présente des différences spatiales importantes partant du noyau urbain vers le milieu rural, avec une fragmentation élevée dans la zone périurbaine (Luck et Wu, 2002 ; Yu et Ng, 2007 ; Useni, 2017). De plus, l'ampleur, le rythme et les formes actuelles de l'urbanisation, notamment dans les pays en développement, entraînent des difficultés et dysfonctionnements dans la planification de l'occupation du sol (Mulongo et al., 2014). Les principales villes d'Haïti n'échappent pas à cette tendance. Ainsi, dans l'agglomération de Port-au-Prince (Capital d'Haïti) et la ville du Cap-Haïtien (la deuxième ville d'Haïti), le nombre d'habitants ne cesse d'augmenter conduisant à une accélération constante de l'utilisation des différentes catégories d'occupation du sol associées au développement urbain afin de répondre aux besoins en logements. Nous testons les hypothèses selon lesquelles l'expansion du bâti serait caractérisée par un processus de périurbanisation très importante qui s'amplifie au fil du temps au détriment de la végétation naturelle. La végétation ligneuse serait davantage fragmentée au niveau des zones périurbaines suite aux intenses et fréquentes perturbations dues à l'association du processus d'urbanisation et des pratiques agricoles dans ces zones.

Comment l'ampleur de l'impact du développement agricole sur les écosystèmes forestiers varie-t-elle dans le temps et dans l'espace ?

Les principales activités économiques de la population haïtienne en milieu rural notamment, à côté de différentes activités informelles, sont, le commerce et l'agriculture. Plus de 90% de la population rurale dépend de l'agriculture (RGA, 2008). Toutefois, les difficultés d'accès des agriculteurs, éleveurs et pêcheurs à des technologies améliorées performantes, l'insécurité de la tenure foncière, la faiblesse des services de protection zoo et phytosanitaire, l'insuffisance des infrastructures rurales (irrigation, logistique, etc.), ainsi qu'une forte vulnérabilité aux désastres naturels résultant de l'état de dégradation avancé des ressources naturelles sont, entre autres, les principaux freins au développement de l'agriculture haïtienne depuis toujours (MARNDR, 2010). Face à cela, dans l'optique d'augmenter leur rendement, la population de plus en plus grandissante au niveau des zones forestières de ce pays, ne cesse de cultiver de manière discontinue les parcelles défrichées et brûlées. Mais la durée des jachères continue de se raccourcir face à la pression de plus en plus forte sur les ressources naturelles.

Ces pratiques agricoles d'itinérance sont couplées à la coupe du bois-énergie qui devient de plus en plus une activité florissante en raison d'une forte demande soutenue par une fourniture en énergie électrique insuffisante. Nous testons l'hypothèse selon laquelle l'expansion agricoles et de ses activités annexes (production de charbon de bois) au niveau des zones forestières d'Haïti sont à la base des modifications du paysage naturel du pays en augmentant la variabilité en tailles et formes des taches de ces paysages tout en changeant leur configuration spatiale. Dans le but de tester cette

hypothèse, nous avons procédé à la quantification de la dynamique spatio-temporelle de l'occupation du sol dans trois parcs nationaux et au niveau de la commune de Vallières en Haïti.

La figure 1.5 présente le schéma synthétique des hypothèses formulées en exprimant les facteurs d'anthropisation dominant le long du gradient urbain-rural.

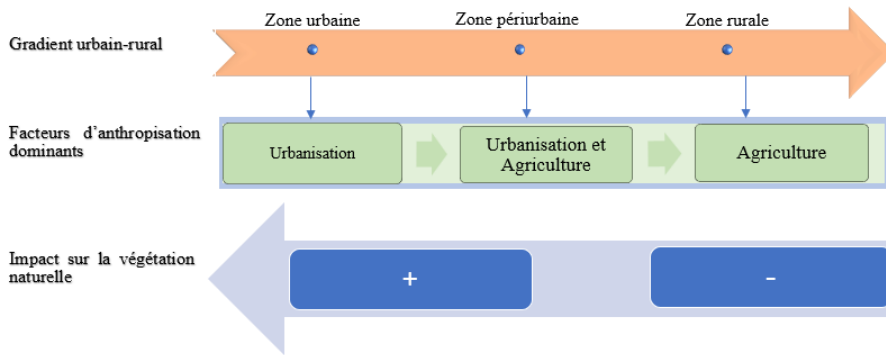


Figure 1.5 : Schématisation synthétique des hypothèses formulées

1.2.2. Objectifs de recherche

Le présent travail vise à analyser les dynamiques spatio-temporelles de l'anthropisation sur le paysage naturel d'Haïti. De manière spécifique, il s'agit de :

- Evaluer la dynamique spatio-temporelle de différentes classes de l'occupation du sol en zone urbaine, périurbaine et rurale adjacente de quelques villes haïtiennes et identifier les processus qui sous-tendent ces changements.
- Analyser la contribution de l'agriculture itinérante sur brûlis à la dynamique structurale et de composition des paysages forestiers Haïti tant au niveau des zones rurales non protégées que celles protégées.

1.2.3. Structure de recherche

La présente recherche doctorale est structurée en 11 chapitres :

Le chapitre 1 est consacré à l'introduction générale, qui donne un bref aperçu du contexte de cette étude, de la problématique. Il prend en compte également les hypothèses et la structure/la philosophie de la thèse.

Le chapitre 2 présente l'état de l'art concernant la situation du pays, les méthodes et les disciplines mobilisées

est consacré à la description de l'approche méthodologique non détaillée dans les chapitres suivants.

Le chapitre 4 caractérise la dynamique de l'occupation du sol de 1986 à 2017 au niveau de la ville du Cap-Haïtien (Haïti) à partir de l'analyse de la matrice de transition, des indices de structure spatiale. Par la suite, la dynamique de l'occupation du sol a été étudiée à l'aide du calcul de la proportion des différentes classes de l'occupation au niveau de ces zones urbaines, périurbaines et rurales. Ce chapitre a permis de répondre à la première hypothèse de la recherche.

Le chapitre 5 cartographie et quantifie la périurbanisation de l’agglomération de Port au Prince. Par la suite, la dynamique des différentes classes de l’occupation de sol a été analysée au niveau de chacune de ces zones du gradient urbain-rural de 1986 à 2021. Ce chapitre a permis d’aborder la première hypothèse de la recherche.

Le chapitre 6 fait le suivi de l’anthropisation des écosystèmes forestiers dans la commune de Vallières et de ses sections communales en République d’Haïti de 1984 à 2019 afin d’assurer leur gestion durable. Ce chapitre a permis de tester la deuxième hypothèse de la recherche.

Le chapitre 7 présente la composition et également les changements opérés dans la structure du paysage du Parc National Naturel de la Forêt des Pins en Haïti (1973 - 2018) afin d’éclairer sur les processus écologiques qui s’y déroulent. Les informations contenues dans ce chapitre sont cruciales pour mieux orienter les décideurs dans une perspective de durabilité de la conservation de ses ressources forestières. Ce chapitre correspond à la deuxième hypothèse de cette recherche doctorale.

Le chapitre 8 a cartographié et quantifié la perte du couvert forestier dans les parcs nationaux du Sud de la République d’Haïti de 1985 à 2018 et décrit le rôle des activités agricoles locales. Il présente l’évolution de la composition du paysage des parcs étudiés à travers des matrices de transition, quantifie la dynamique structurale et identifie les processus de transformation spatiale associés aux zones forestières, agricole et dénudée. Ce chapitre a permis de tester la première hypothèse de la recherche.

Le chapitre 9 aborde la synthèse générale de la dissertation doctorale à travers les éléments majeurs de la discussion qui confrontent la démarche méthodologique et les principaux résultats de cette recherche doctorale aux travaux existants et présente les implications qui en découlent.

Le chapitre 10 présente la conclusion générale qui synthétise l’ensemble du travail avec les perspectives qu’il offre pour indiquer les pistes des recherches futures.

Les références bibliographiques et les annexes ont été insérées à la fin du document.

La Figure 1.6 est une présentation schématique résumant la stratégie du déroulement de la dissertation doctorale.

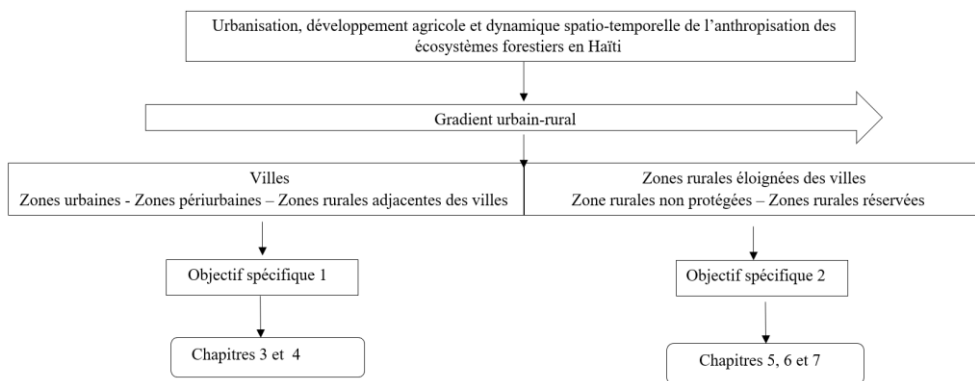


Figure 1.6 : La stratégie du déroulement de la thèse.

Chapitre 2

État de l'art

2.1. Milieu d'étude : La République d'Haïti

2.1.1. Cadre biophysique

2.1.1.1. Position géographique

La République d'Haïti est localisée dans l'hémisphère nord, spécifiquement dans le bassin de la Caraïbe, entre l'Océan Atlantique et la mer des Caraïbes. La République d'Haïti, d'une superficie de 27 750 km², elle est localisée entre 18°02' et 20°06' de latitude Nord et 71°20' et 74°30' de longitude Ouest (IHSI, 2005). Elle occupe la partie orientale de l'île Hispaniola (la deuxième plus grande en superficie dans la Caraïbe) partagée avec la République Dominicaine. Elle est bornée au Nord par l'Océan Atlantique, au Sud et à l'Ouest par la Mer des Caraïbes, à l'Est par la République Dominicaine (MDE, 2001). Les autres voisins les plus proches sont Cuba, Jamaïque et Porto Rico. Le littoral haïtien s'étend sur 1 535 km avec un plateau continental relativement étroit de 5000 km². Elle est aussi constituée de cinq îles satellites : La Gonâve (670 km²), la Tortue (180 km²), Ile-à-vache (52 km²), Cayémites (45 km²) et La Navase (7 km²) (MDE et al., 2015).

Elle est composée de 10 départements (Nord, Nord-Est, Nord-Ouest, Centre, Artibonite, Ouest, Sud, Sud-est, Nippes, Grande Anse) non-autonomes, c'est-à-dire administrés par un pouvoir central siégeant à Port-au-Prince. L'agglomération de Port-au-Prince est la capitale d'Haïti et de loin la ville la plus importante du pays, avec plus de 3 millions d'habitants, soit environ le quart de la population du pays (Lizarralde et al., 2018). Les autres régions urbaines les plus importantes sont le Cap-Haïtien (la deuxième ville du pays) au nord, et les Gonaïves dans le département de l'Artibonite, les Cayes au sud, Jacmel au sud-est (Figure 2.1). Les dix départements du pays sont constitués de 42 arrondissements, lesquels sont subdivisés en 140 communes et celles-ci en 571 sections communales (IHSI, 2015 ; MDE et al., 2015).

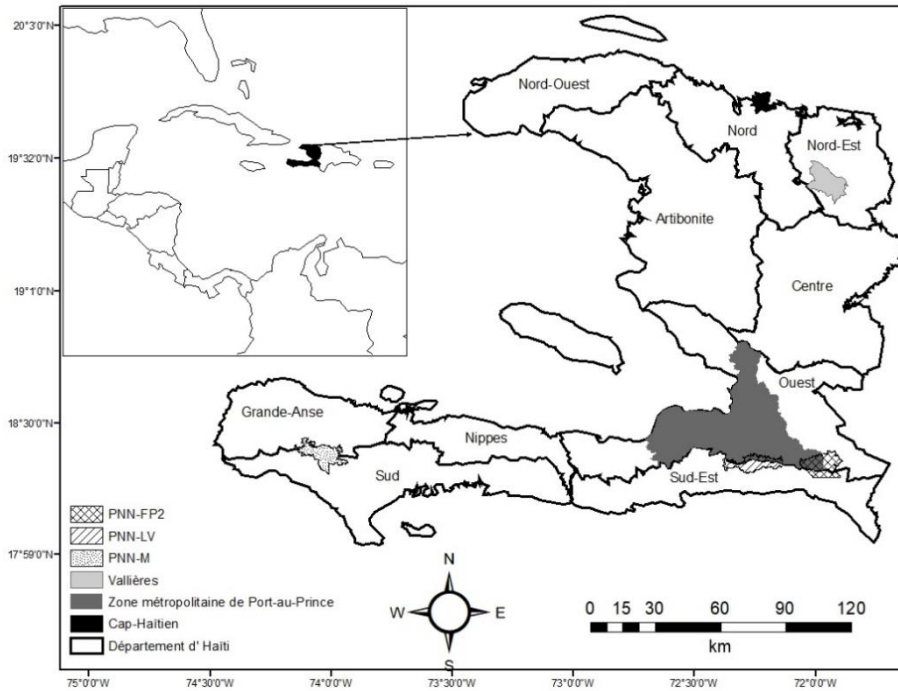


Figure 2.1: Situation géographique d'Haïti dans les Caraïbes. PNN-FP2, PNN_LV, PNN-M, Vallières, Port-au-Prince et Cap-Haitien correspondent aux différents sites étudiés dans le cadre de cette recherche doctorale.

2.1.1.2. Relief

Le relief très escarpé d'Haïti représente l'une de ses caractéristiques géographiques bien connue (Figure 2.2). En effet, du nord au sud du pays se succèdent des chaînes plissées, des fossés et des vallées d'effondrement, qui compartimentent le pays et rendent les communications difficiles. Des chaînes de montagnes abruptes accusant des pentes supérieures à 40% constituent environ 75% de l'espace haïtien (MDE et al., 2010). Par contre, environ 21% seulement des terres ont une pente inférieure à 10% (MDE et al., 2015)

La plaine du Nord, plaine alluviale aux sols fertiles, s'étend sur 935 km² à partir du Cap-Haitien. Elle est dominée au sud par le massif du Nord avec des sommets calcaires allant de 1 200 à 1 300 mètres. La presqu'île du Nord-Ouest est occupée par le fossé d'effondrement en bordure de la terminaison du massif du Nord (la fosse de Gros-Morne), par les plaines des Moustiques et de l'Arbre s'étendant sur 320 km² et au Sud-est de la presqu'île par le plateau calcaire de Bombardopolis, qui culmine à 1 060 m (Larousse, 2023).

Le plateau central, qui s'étend entre le massif du Nord et les montagnes Noires (chaînes calcaires distribuées dans la partie centrale du pays dont les sommets atteignent 1 788 m). Cette chaîne domine la vallée de l'Artibonite qui est la plus vaste plaine du pays sur une superficie de 1700 km². La chaîne des Matheux (sommets à 1 586 m d'altitude), prolongée par les montagnes du Trou d'Eau jusqu'à la frontière

avec la République Dominicaine, borde au nord la baie de Port-au-Prince et isole le sud du pays des régions centrales et septentrionales. La plaine du Cul-de-Sac logeant la ville de Port-au-Prince, est un fossé d'effondrement entre la chaîne des Matheux et le vigoureux plissement qui s'élève dans le sud d'Haïti. Cette plaine se prolonge par la petite plaine littorale de Léogane pour former un ensemble de 825 km² (MDE et al., 2010 ; Larousse, 2023).

Le massif de la Selle, qui s'étale sur une distance de 100 km dans le sud-est d'Haïti. Des sommets de ce massif se trouvent le pic La Selle qui est le point culminant du pays estimé à 2 670 mètres. Le massif de la Hotte (sud-ouest) dont les sommets atteignent 2 347 mètres au Morne Macaya s'étend sur la bordure méridionale du pays (Figure 2.2 ; MDE et al., 2010). Quelques petites plaines littorales échancrent cet ensemble montagneux au sud du pays : plaine de Jacmel (90 km²), plaine des Cayes (360 km²).

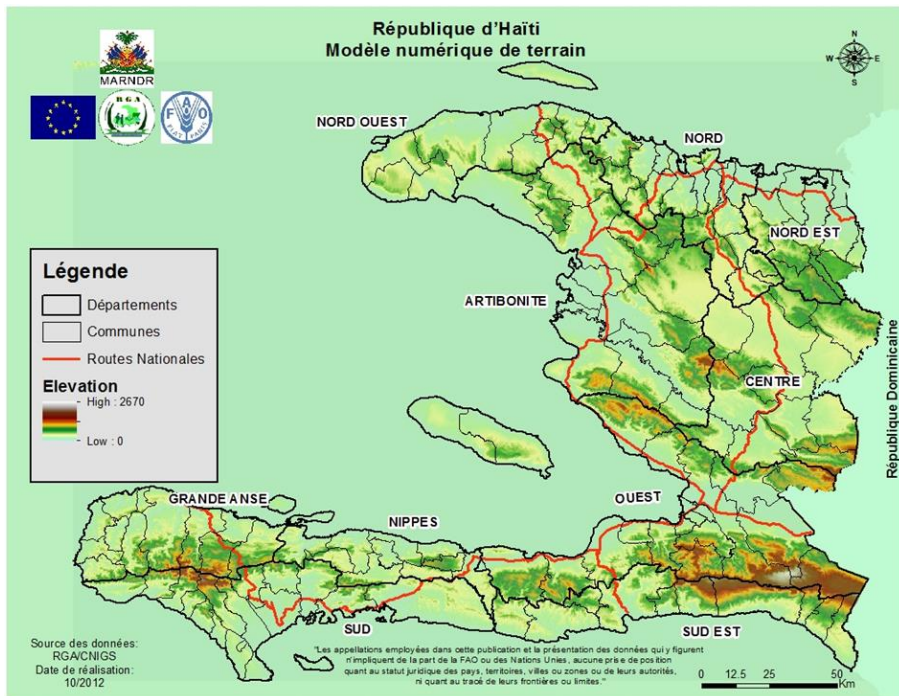


Figure 2.2 : Relief de la République d'Haïti (MDE et al., 2015)

2.1.1.3. Climat

Haïti fait partie de la Basse Région Subtropicale (18°-20° Latitude Nord). Mais, en raison de sa physiographie montagneuse mouvementée et de sa position centrale dans les Caraïbes, des contrastes climatiques importants sont observés à l'intérieur du territoire et parfois entre des régions distantes de quelques kilomètres seulement (MDE et al., 2015). Les plaines et les régions montagneuses basses jouissent originellement d'un climat de type tropical de mousson tandis qu'en zones d'altitude, le climat est de type subtropical (MDE et al., 2015). Le pays est ainsi constitué, d'une part, une zone humide dans les départements du Nord et de la Grande Anse, la partie

centrale du Nord-est et la partie sud des Nippes et, d'autres part, de zones arides distribuées un peu partout, mais en prépondérance dans le Nord-ouest. Les zones montagneuses humides sont également distribuées un peu partout à travers le pays. Les régions humides et les mornes d'altitude représentent chacun autour de 19% de l'ensemble du territoire alors que les zones à climat aride occupent environ 60% (Figure 2.3 ; MDE et al., 2010 ; MDE et al., 2015).

Le pays reçoit un volume de 40 milliards de m³ d'eau annuellement, dont plus de 60% retourne dans le cycle de l'eau par évapotranspiration (Georges, 2008). Le pays bénéficie d'une pluviométrie moyenne annuelle de près de 1 400 mm qui présente, toutefois, une variation spatiale contrastée. En effet, certaines régions reçoivent environ 350 mm de chutes de pluie (Terrier Rouge, Fort Liberté, etc.) alors que d'autres excèdent 4 000 mm de pluie (zone de Macaya par exemple) sur la même période (USAID, 2006). La pluviométrie d'Haïti affiche également une variation temporelle très définie et due principalement au régime des vents : vents locaux, vents d'est, alizés, nordés souvent contraires les uns aux autres. Le régime pluviométrique qui en résulte, très inégal d'un point de vue saisonnier, est caractérisé sur une année par deux saisons pluvieuses et deux saisons sèches, exception faite de certaines régions du Plateau Central qui présentent annuellement une seule saison pluvieuse et une seule saison sèche (MDE et al., 2010). Les saisons pluvieuses vont généralement de mars à mai et d'août à novembre et sont intercalées par deux saisons sèches notamment une longue période s'étalant de décembre à février et une plus courte de juin à juillet. Au début de la période pluvieuse (avril - mai), le pays tout entier est affecté par des précipitations beaucoup plus importantes (60 mm - 400 mm), dans le sud notamment, suivi du centre d'Haïti qui bénéficie au mois de mai entre 200 mm à 400 mm de pluie. L'Artibonite, les plaines de Gonaïves plus spécifiquement, enregistre la plus faible pluviométrie mensuellement (entre 0 et 20 mm d'eau).

Décembre, janvier et février sont les mois les plus secs, notamment dans les départements de la Grande Anse, du Sud, du Nord-ouest et du Nord. Durant cette période, le pays tout entier enregistre les températures moyennes les plus basses de l'année (22 °C et 26 °C). Le niveau des précipitations se situe entre 120 mm et 280 mm au Nord, au Sud et à la Grande Anse au mois de novembre. Les précipitations dans les régions les plus pluvieuses oscillent entre 0 et 160 mm d'eau au mois de février considéré comme le plus sec de l'année.

La majorité du territoire haïtien est sous l'influence d'un régime thermique chaud à très chaud. Selon la région et l'altitude, du mois de mars au mois de mai, les températures moyennes mensuelles varient entre 12 °C et 28 °C. Des températures moyennes entre 25 °C et 28 °C sont enregistrées dans les régions côtières, mais également dans l'ouest du pays et la plaine de Gonaïves. Les régions montagneuses du pays telles que le Massif de Selle, le Massif de la Hotte, les Chaînes de Matheux et au Morne Bonhomme enregistrent les températures moyennes plus basses entre 12°C et 20°C (MDE et al., 2010).

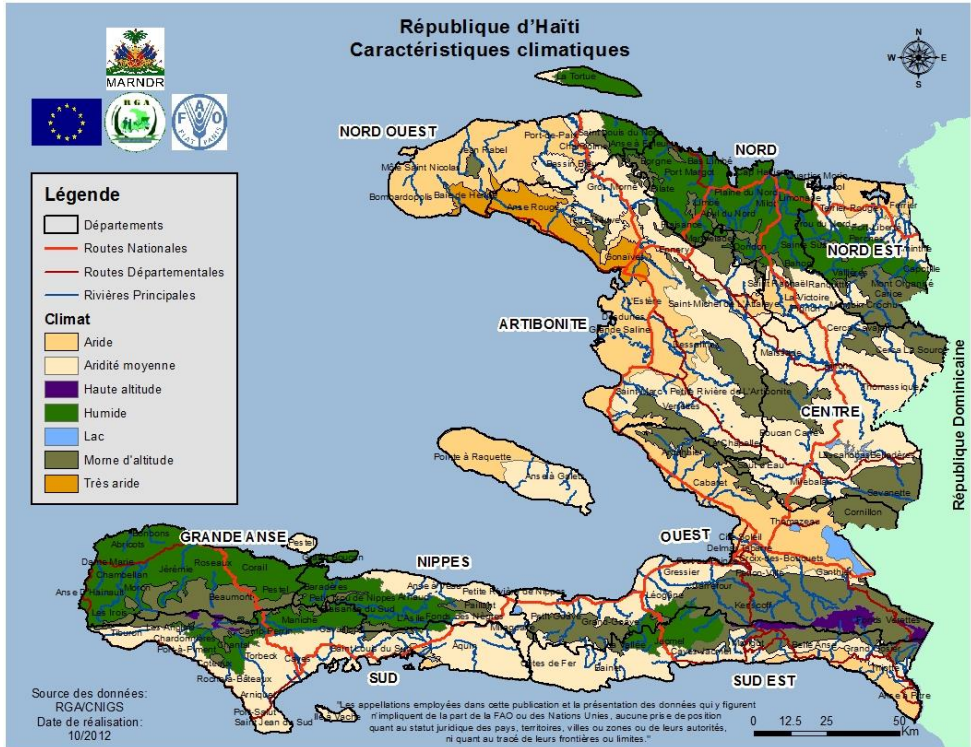


Figure 2.3 : Caractéristiques climatiques d'Haïti (MDE et al., 2015).

2.1.1.4. Hydrographie

La République d'Haïti possède un réseau hydrographique très dense. Les eaux de surface sont distribuées à travers 30 bassins-versants. Le fleuve de l'Artibonite est la principale artère fluviale du pays et prend naissance en République Dominicaine. Les deux tiers de son cours sillonnent le département du même nom en Haïti. Malgré la saisonnalité et l'irrégularité de son cours, le fleuve de l'Artibonite demeure le cours d'eau le plus important du bassin des Caraïbes (MDE et al., 2010).

Les cours d'eau qui ont une importante superficie de drainage sont : l'Artibonite (avec son bassin hydrographique de 9550 km² et un débit quotidien maximal de 2.500 m³/s), les Trois-Rivières (900 km² avec un débit quotidien maximal de 1.500 m³/s), l'Estère (156 km² et un débit quotidien maximal de 95 m³/s), la Grande-Rivière du Nord (528 km² avec un débit quotidien maximal de 390 m³/s), la Grand' Anse (435 km² avec un débit quotidien maximal de 850 m³/s), la Rivière de Cavaillon (386 km² avec un débit quotidien maximal estimé à 1 035 m³/s), la Rivière de Limbé (303 km² dont le débit quotidien maximal est de 485 m³/s), Acul du Sud (183 km²), la Ravine du Sud (86 km² et un débit quotidien maximal de 350 m³/s), la Momance (330 km² et un débit quotidien maximal de 420 m³/s) (MDE et al. ; 2010).

2.1.1.5. Aspects pédologique et géologique

La géomorphologie et les écarts importants dans la pluviométrie dotent Haïti d'une grande variabilité dans la distribution des sols. En effet, le substrat géologique est

constitué principalement de roches calcaires, sédimentaires et basaltiques donnant naissance à cinq catégories de sols. Ce sont des sols ultrabasiques contenant des métaux lourds, des sols sur roches calcaires, des sols sédimentaires et alluvionnaires, des sols magmatiques extrusifs et intrusifs (Hilaire, 2008).

Les sols calcaires issus de roches sédimentaires prédominent à l'échelle du pays en couvrant plus de 80% de la superficie du pays (INESA, 2008). Majoritairement, ils sont des calcaires durs susceptibles de donner naissance à des lithosols capables de retenir l'eau en petite quantité. Par contre, les roches calcaires, aux pentes moins fortes et plus tendres, se constituent plutôt de « têtif » (tufs gris ou blancs et de rendzines qui sont constitués de sols relativement minces (10-40 cm de profondeur) souvent secs et caillouteux (MDE et al., 2010).

Les sols calciques mélanisés sur basalte et les sols bruns sur calcaires se trouvent généralement sur les pentes faibles ou moyennes. Ces sols n'affichent pas de carences importantes du fait qu'ils sont assez riches en matière organique. Quant au basalte, il engendre des sols calciques mélanisés ou des sols bruns argileux sur les pentes faibles et moyennes. Les sols basaltiques sont reconnus pour être très vulnérables à l'érosion. Cependant, leur fertilité et leur profondeur ne sont pas négligeables (MDE et al., 2010).

2.1.1.6. Végétation

La diversité biologique s'exprime fortement à travers la multiplicité des écosystèmes et des habitats en Haïti (ANAP, 2017). Généralement, il existe plusieurs classifications des écosystèmes basées sur les habitats terrestres dont la plus connue et la plus utilisée est celle de Holdridge (1947). Cette classification divise le territoire haïtien en plusieurs zones agro-écologiques en combinant l'évapotranspiration, la température et la pluviométrie annuelle moyenne. Parmi les principaux écosystèmes forestiers et naturels d'Haïti se trouve (ANAP, 2012 ; 2017) :

- Les mangroves qui sont des superficies couvertes par la mangrove dans les côtes haïtiennes et représenterait 0,6% du territoire soit, 16 650 hectares ;
- Les forêts sèches, se trouvant généralement sur des substrats alluvionnaires et calcaires, couvrent une bonne partie des côtes d'Haïti soit 2% à 29% du territoire du pays. Elles abritent une forte biodiversité, dont de nombreuses espèces endémiques en particulier chez les rubiacées, cactacées, celastracées, reptiles (*Cyclura ricordii* et *Cyclura cornuta*) etc.
- Les forêts humides de basse altitude existent sur les côtes calcaires des départements des Nippes et de la Grande. Ces forêts contiennent de nombreuses espèces communes avec les forêts sèches ;
- Les feuillus existent en haute montagne et sont caractérisées par les Bois Tremblé (*Didynopanax* et *Dendropanax*). Les feuillus reçoivent beaucoup de précipitation qu'elles génèrent elles-mêmes. Ces forêts contiennent la plus forte diversité biologique du pays et les espèces endémiques y sont nombreuses, notamment chez les broméliacées, orchidées, amphibiens, Fougères, Reptiles et les insectes.
- Les forêts de pins représentent, au côté des feuillues, moins de 2% des forêts naturelles du pays. Les pinèdes occuperaient historiquement tous les sommets de toutes les hautes montagnes du pays. Aujourd'hui, les principales populations se trouvent dans le Massif de la Selle et de la Hotte.

Les pinèdes existent également en altitude dans les départements du Sud, du Centre et du Nord-est (particulièrement dans la commune de Vallières).

Dans le cadre de cette recherche doctorale, nous avons pu étudier la dynamique des forêts des pins et des feuillus dans le cadre des études menées au niveau des Parcs Nationaux du Sud d'Haïti situées au niveau des massifs de la Hotte, de la Selle et de la commune de Vallières située dans le nord-est d'Haïti. Dans le cadre des études menées niveau des villes Haïtiennes, notamment le Cap-Haitien, nous avons pu analyser la dynamique des mangroves et des forêts sèches constituant la végétation naturelle de ces zones.

2.1.2 Population et cadre socio-économique

La structure générale du pays, notamment le cadre économique et social, est fortement impacté par l'explosion démographique. Selon Pierre et Dorzin (2008), le démantèlement du système rural haïtien, essentiellement articulé autour de la terre et de l'entreprise agricole, a été provoqué par l'explosion démographique couplée à l'ouverture économique d'Haïti. Ce qui a entraîné finalement aussi la paupérisation de la population haïtienne. La République d'Haïti est peuplée d'environ 12 millions d'habitants en 2021, contre 3 221 000 en 1950 et 5 000 en 1804 à l'indépendance du pays (Figure, 2.4 ; IHSI, 2005 ; MDE et al., 2010 ; IHSI, 2021). La population haïtienne connaît une croissance de plus en plus rapide et s'entasse de plus en plus dans les zones urbaines. Le taux de croissance annuel de la population haïtienne est estimé à 1,34% et 58,6% de la population haïtienne vit en milieu urbain (IHSI, 2015). La population urbaine a été multipliée par presque 7 entre 1970 et 2015, et la population rurale par 1,2. La population rurale semble s'être arrêtée de croître à partir de 2000 (Michel, 2016).

En dépit de la rapide augmentation de la population haïtienne, les lois sur l'urbanisme en Haïti sont jugées désuètes et nécessite impérativement des réformes pour s'adapter à la réalité de nos jours. En fait, la dernière loi d'urbanisme étant du 22 juillet 1937 (soit plus de 80 ans déjà) et le dernier décret d'urbanisme remonte au 6 janvier 1982 (soit plus de 40 ans) (Maurice, 2017). Les missions étatiques en matière d'urbanisme affichent un manque flagrant de rationalité qui peut s'expliquer à partir des défaillances dans l'organisation des missions ministérielles et des missions interministérielles. Par ailleurs, il existe peu de règles de mise en conformité et de mise en compatibilité des entités étatiques ; par exemple, les différents outils d'utilisation du sol, notamment entre celles qui sont respectivement de la compétence du Ministère de l'Agriculture, du Ministère du Tourisme, du Ministère de l'Environnement, du Conseil des ministres (décret du 12 octobre 2005). Ces différents organes étatiques se rencontrent également sur plusieurs missions identiques ou indistinctes en ce qui a trait à l'aménagement du territoire et à l'urbanisme (assainissement, gestion de l'eau et des bassins versants, équipements publics, logements, etc.). Or, les dispositions relatives au fonctionnement de ces entités restent silencieuses tant sur leur rapport pour accomplir ces missions que sur leurs responsabilités et obligations (Maurice, 2017).

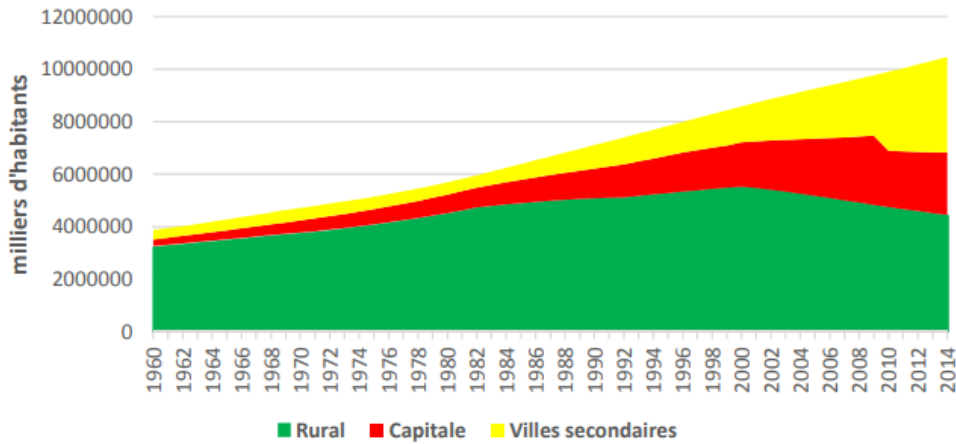


Figure 2.4 : Evolution de la population haïtienne de 1950 à 2014 (IHSI, 2015 ; Michel, 2016)

L'agriculture de subsistance pratiquée sur des sols à forte pente et très dépendante des aléas climatiques représente le pilier de l'économie haïtienne. Environ la moitié de la main d'œuvre active se concentre dans la branche « Agriculture, élevage, sylviculture, chasse et pêche » dominée surtout par les hommes. La vulnérabilité socioéconomique de la population dans les zones rurales et montagneuses, notamment, est une réalité qui renforce l'importance de l'agriculture pour des fins de rente et de subsistance (Dinelle, 2018). Toutefois, la base agricole d'Haïti a dépassé depuis longtemps sa capacité de charge et ne peut pas soutenir la croissance de la population de plus en plus élevée. Le revenu *per capita* est estimé à 1 420 US \$ (le plus bas de la région) (Banque Mondiale, 2020 ; Dupont, 2022). La pauvreté touche une forte proportion (59%) de la population (BID, 2020). Selon le recensement général agricole (RGA), 47% des agriculteurs ont entre 40 et 60 ans, avec un niveau d'éducation limité (RGA, 2008). De plus, la majorité de ces agriculteurs se vouent dans d'autres activités telles que l'élevage, le commerce de détail ou la production de charbon afin de répondre au besoin de base de leur famille (MARNDR, 2011).

En réalité, malgré la politique de l'Etat haïtien qui cherche à développer une politique multisectorielle afin de contribuer de manière intégrée, durable au développement social et économique du pays et à la satisfaction des besoins alimentaires de la population jusqu'en 2025 (MARNDR, 2005), les conditions de vie des agriculteurs tardent à s'améliorer.

La politique agricole de l'Etat haïtien, à travers le ministère de l'Agriculture est axée sur la promotion d'une agriculture durable et d'une meilleure gestion du foncier, la modernisation des infrastructures rurales, une meilleure organisation des filières, la promotion de la pêche et de l'aquaculture, la promotion d'une nouvelle stratégie de commercialisation, la relance de l'agro transformation et le financement de l'agriculture (MARNDR, 2011). En ce sens, l'État haïtien cherche à ce que la consommation nationale soit couverte par la production nationale jusqu'à 70% en 2025 contre 45% en 2011. De plus, afin de procurer un revenu décent aux 500 000

exploitations du secteur agricole, à travers cette politique agricole, l'état haïtien compte augmenter les exportations agricoles de 5% en 2009 à 50% en 2025.

L'économie haïtienne repose également sur l'informel notamment dans les villes. Le secteur informel génère 50% du PIB du pays et ne fournit aucune ressource à l'État (Banque Mondiale, 2015). Pratiquement, le secteur informel est constitué de l'ensemble du secteur agricole, de la petite et micro-production de biens manufacturés, de la commercialisation des produits agricoles et de la vente au détail des marchandises importées (Roy et al., 2018). Parallèlement à l'urbanisation croissante, cette dernière activité gagne de plus en plus d'importance durant les 30 dernières années, si bien que presque toutes les rues des centres urbains se transforment en marché. Le commerce informel pratiqué est souvent peu rentable et considéré bien souvent comme du chômage déguisé (PNUE et al., 2010).

2.1.3. Justification du choix des sites d'étude

Le développement de l'agriculture et l'expansion des zones urbaines, modifiant l'occupation des sols, sont le plus souvent à la base des transformations de la structure du paysage, et sont susceptible de perturber le fonctionnement des écosystèmes végétalisés des zones concernées. Une telle menace est particulièrement à craindre dans les pays en développement tel qu'Haïti, avec une croissance démographique galopante et où la gouvernance du milieu naturel se heurte au besoin croissant d'espaces pour la production agricole en milieu rural (proche et éloigné des centres urbains) et les constructions en zones urbaines et périurbaines. Les différents sites choisis sur le gradient urbain-rural d'Haïti dans le cadre de cette recherche doctorale réunirent un certain nombre de caractéristiques alarmantes à cet effet. Cela a, en effet, été déterminant pour le choix de ces sites dans le cadre du présent travail pour une analyse des dynamiques spatio-temporelles de l'anthropisation sur le paysage naturel d'Haïti.

L'agglomération de Port-au-Prince et la ville du Cap-Haitien expérimentent, à des ampleurs différentes, une importante explosion démographique due à l'exode rural et à la croissance naturelle de la population urbaine (UN-Habitat, 2009 ; UN-Habitat, 2014). En effet, l'agglomération de Port-au-Prince est peuplée de plus de 3 millions d'habitants soit le quart de la population haïtienne, et le Cap-Haitien est habité par plus de 500 000 habitants (Tableau 2.1). Ces deux villes enregistrent une expansion rapide et anarchique du bâti induite par une croissance rapide de leur population, même largement au-delà de leur limite territoriale. L'expansion urbaine du Cap-Haitien et de Port-au-Prince connaît une densification et une périurbanisation peu maîtrisées qui pourraient être associées à la régression du couvert végétal dans un contexte de grande vulnérabilité environnementale naturelle et anthropique à la fois au niveau des zones urbaines, périurbaines et rurales adjacentes de ces villes. D'autant plus, ces deux villes se localisent sur des plaines agricoles importantes pour le pays qui diminuent à mesure que ces villes s'étendent. L'expansion urbaine et périurbaine rapide de Port-au-Prince et du Cap-Haitien implique aussi une perte significative de terres arables et de pâturages sur les plaines agricoles qui les hébergent, ce qui compromet dangereusement la production agricole d'une économie nationale dominée par l'agriculture.

Le peu de superficie forestière naturelle d'Haïti se trouve confiné généralement dans des zones rurales de hautes attitudes et éloignées des grands centres urbains,

notamment les Parcs Nationaux Naturels de la Forêt des Pins, de La-Visite et de Macaya, mais aussi dans des zones non protégées à l'instar de la commune de Vallières. Ces rares massifs de forêts naturels seraient sous la constante menace de l'anthropisation (notamment de l'agriculture et de l'élevage), elle-même produite de la situation socio-économique précaire de la population locale qui ne cesse de croître (MDE, 2019 ; Tableau 2.1). Ces différents facteurs anthropiques à la base de la baisse de la dégradation des écosystèmes naturels, et qui pourraient ainsi mener à l'érosion de la biodiversité au niveau de ces zones rurales éloignées des grandes villes du pays, ne cesse de s'intensifier (MDE, 2019 ; Exantus et al., 2021). Or, ces zones abritent le taux le plus élevé d'espèces endémiques de la Caraïbe, particulièrement le Parc National de Macaya et qui comptent pour son noble intérêt écologique. Malgré que ces parcs nationaux soient dotés d'un plan de gestion, l'État haïtien n'a pas, toutefois, une bonne pratique en matière de l'application des plans de gestion des aires protégées. En outre, la commune de Vallières (située dans les montagnes du Nord-Est d'Haïti) site potentiel visé par l'État haïtien pour la création d'une aire protégée devant intégrer le Système National des Aires Protégées (MDE, 2019) bénéficie très peu de protection. Ces aires protégées devaient intégrer le SNAP d'Haïti depuis 2021. D'autant plus, ce sont des Zones Clés de la Biodiversité (ZCB) reconnue par l'UNESCO. Elles constituent en effet des zones importantes sur le plan international qui jouent un rôle essentiel dans la conservation de la biodiversité (Langhammer et al., 2007).

Tableau 2.1 : Caractéristiques des différents sites d'études le long du gradient urbain rural d'Haïti

	Zone urbaine		Zone rurale habitée	Zones rurales réservées		
	Cap-Haïtien	Zone métropolitaine de Port-au-Prince	Vallières	PNN-FP2	PNN-LV	PNN-M
Habitants	500 000	3 209 432	23 536	59 300	6 000	30 000
Superficie étudiée (km²)	82	1 755,63	158,46 km ²	140	114	134
Densité	6 093 habitants/km ² sur l'ensemble de la zone étudiée pour un pic de 14249 habitants/km ²	1 828,07 habitants/km ² sur l'ensemble de la zone étudiée avec des différences d'une commune à une autre par exemple : - 34 260 hab./km ² à la commune de Port-au-Prince - 15 909 hab./km ² à Delmas - 12 154 hab./km ² à Cité Soleil - Etc.	148,53 hab./km ²	423,57 hab./km ²	52,63 hab./km ²	223,80 hab./km ²
Reliefs dominants	- Plaine	- Plaine	- Montagne	- Montagne	- Montagne	- Montagne
Végétation naturelle	- Mangrove - Savane - arbustive	- Mangrove - forêts sèches	- Les feuillus (Didynopanax et Dendropanax). - Les forêts des pins	- Les feuillus (Didynopanax et Dendropanax). - Les forêts des pins	- Les feuillus (Didynopanax et Dendropanax). - Les forêts des pins	- Les feuillus (Didynopanax et Dendropanax). - Les forêts des pins
Facteurs anthropiques de déforestation dominants	- Urbanisation	- Urbanisation	- Agriculture - Coupe pour la production de charbon de bois et bois de construction - Feu de végétation - L'élevage libre	- Agriculture - Coupe pour la production de charbon de bois et bois de construction - Feu de végétation - L'élevage libre	- Agriculture - Coupe pour la production de charbon de bois et bois de construction - Feu de végétation - L'élevage libre	- Agriculture - Coupe pour la production de charbon de bois et bois de construction - Feu de végétation - L'élevage libre

2.2. Ecologie du paysage, discipline au service de l'analyse de l'anthropisation

2.2.1. Concept paysage et composantes du paysage

Le paysage est considéré comme une notion transversale et qui occupe une place privilégiée parmi les concepts qui nous relient à notre milieu (Burel et Baudry, 2003 ; David et O'Donnell, 2021). Le paysage a été longtemps connu comme une notion accessoire d'esthétisme et a été utilisé dans de nombreuses disciplines, par exemple la littérature, la peinture, l'architecture et la géographie (Terrasson et al., 2015 ; Jiang wwet Anders, 2016). De nos jours, le paysage est de plus en plus au cœur des enjeux du développement durable et fait l'objet d'étude en écologie (Terrasson et al., 2015).

Il existe différentes approches du terme « paysage » conformément aux spécialités en jeu. Les historiens, les géographes, les sociologues, les ethnologues ont reconnu dans le paysage des terroirs issus des rapports entre société et la nature (Fourneau et al., 1991 ; Gan et al., 2003). La notion de paysage est donc complexe à appréhender. Généralement, on lui reconnaît une composante subjective, fondée sur la sensibilité de l'observateur et une composante objective donnée par les éléments qui le composent et leur arrangement spatial (Burel et Baudry, 2003).

Toutefois, dans une optique écologique, le paysage est considéré comme une partie de territoire hétérogène composé d'une mosaïque d'écosystèmes qui interagissent et se répètent souvent de façon similaire dans l'espace (Forman et Godron, 1986). Par contre, en intégrant une composante humaine, le paysage est défini comme un ensemble d'éléments dont l'organisation spatiale est fortement liée à l'histoire actuelle et passée du milieu (Burel et Baudry, 2003 ; McGarigal, 2002). En effet, cette dernière définition se rapproche de celle soutenue par la Convention Européenne du Paysage : le paysage désigne une partie de territoire telle que perçue par les populations, dont le caractère résulte de l'action de facteurs humains et/ou naturels et de leurs interrelations (CEP, 2000).

Quelle que soit la définition considérée, le paysage est défini comme une portion de l'espace, une mosaïque qui résulte d'une association de différents éléments ou taches en interaction les uns avec les autres (Iorgulescu et Schlaepfer, 2002). Les sociétés humaines s'appuient et interviennent sur la composante physique du paysage au travers de leurs activités socio-économiques. En résumé, le paysage est la résultante spatiale des relations entre les sociétés humaines et leur milieu dont la structure actuelle résulte d'une dynamique évoluant à travers le temps (Figure 2.5 ; McGarigal, 2002 ; Burel et Baudry, 2003).

Le paysage est subdivisé en matrice, taches (*patch*) et corridors (Figure 2.6). Ce modèle "*patch-corridor-matrix*" décrit la relation entre la structure et les fonctions écologique d'un paysage (Forman et Godron, 1981 ; Bogaert et Mahamane, 2005 ; Pomianowski et Solon, 2020 ; Mony et al., 2022). Généralement, la matrice représente l'élément dominant ou englobant du paysage. Elle est l'élément le plus extensif et le plus connecté du paysage qui exerce le rôle dominant dans le fonctionnement du paysage (Forman, 1995 ; Gilbert-Norton et al. 2010). Elle englobe en son sein des taches, des corridors et constitue le fond de plan de la mosaïque paysagère (Forman et Godron, 1986 ; Dong et al., 2022). Les taches sont des mosaïques d'unités élémentaires du paysage ou encore appelées unités fonctionnelles du paysage,

fragments ou habitats. En d'autres termes, les taches sont des unités surfaciques qui se différencient de la matrice par leur composition et leur structure (Bogaert et al., 2015). En ce qui concerne l'analyse paysagère, l'étude des taches dans l'espace correspond au niveau le plus fin. Les taches peuvent largement varier en taille et en forme. Il n'est pas tout à fait évident d'identifier des taches composant le paysage. Elles doivent dans ce cas être définies par rapport au phénomène considéré. En ce qui a trait à la gestion forestière par exemple, une tache peut correspondre à un îlot forestier. Toutefois, du point de vue d'un organisme particulier, l'îlot peut ne pas fonctionner comme une tache. Les taches représentent, sur le plan écologique, des zones relativement distinctes du point de vue spatial et temporel dans des conditions environnementales relativement homogènes (McGarigal et Marks, 1995 ; Dong et al., 2022).

Les corridors sont considérés comme des unités caractérisées par une forme linéaire (une rivière par exemple) et qui remplissent des fonctions écologiques de barrière ou de filtre ou de passage ou de connectivité entre deux taches de même nature en améliorant la mobilité des espèces à travers la matrice (Tischendorf et Fahrig, 2000 ; Iorgulescu et Schlaepfer, 2002 ; Tews et al., 2004). L'ensemble des corridors constitue un réseau alors que l'ensemble des taches constitue une mosaïque. La différence entre corridors et taches peut être fonctionnelle, mais les corridors sont considérés comme des taches dans le cadre de l'analyse de la structure spatiale (Bogaert, 2000). La « classe » ou « type » désigne l'ensemble des taches ayant des caractéristiques similaires pour le processus considéré.

La matrice qui représente le type le plus répandu et le moins fragmenté (Vranken et al., 2011 ; Antrop, 2021 ; Jayasinghe et al., 2023) joue le rôle dominant dans le fonctionnement du paysage (Forman et Godron, 1986). C'est le cas par exemple pour une grande zone dominée par des forêts denses comprenant des taches de perturbation. C'est évidemment la forêt dense et connectée qui est considérée comme la matrice étant donné qu'elle est la plus grande dans l'étendue géographique considérée et elle exerce une influence dominante sur les processus écologiques, la flore et la faune.

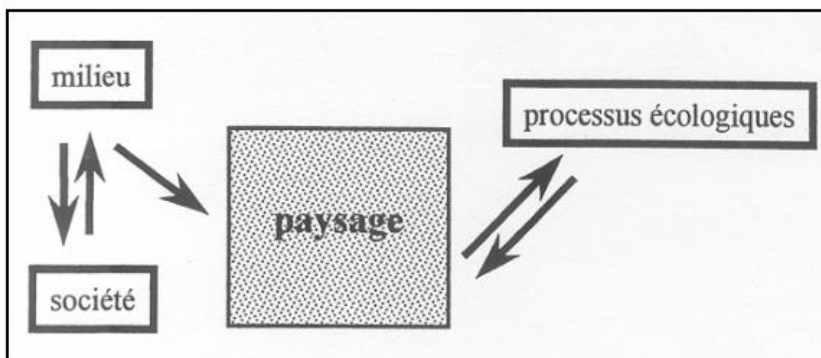


Figure 2.5 : Description de la démarche scientifique adoptée en écologie du paysage : le paysage est la résultante de la dynamique du milieu et de la société qui s'y est développée. La structure, l'organisation et sa dynamique sont en interaction constante avec les processus écologiques qui s'y déroulent (Burel et Baudry, 2003).

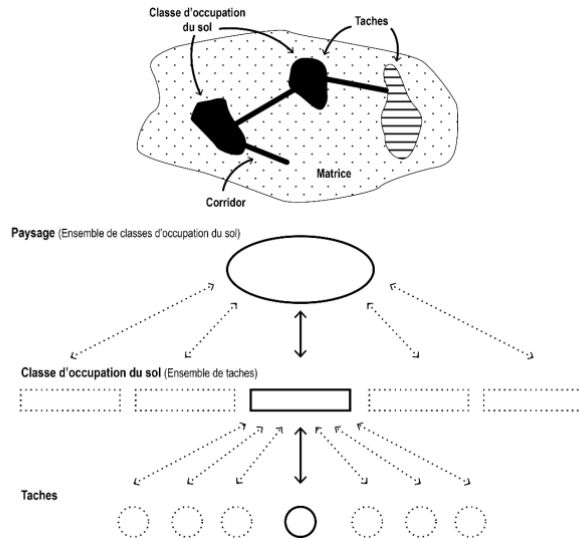


Figure 2.6 : Taches, corridors et matrice : les éléments de base d'une structure paysagère (Forman, 1995 ; Burel et Baudry, 1999). (Modifié par Preux, 2018)

2.2.2. Émergence de l'écologie du paysage

L'écologie du paysage est considérée comme l'une des disciplines écologiques les plus jeunes (Jaeger, 2000 ; Naveh, 2007 ; Singh et al., 2010). Toutefois, elle a connu une fulgurante montée au fil des années qui lui a valu déjà la qualification de mature (Bogaert et al., 2015). Il convient toutefois de noter que c'est Troll (1939) qui a introduit pour la première fois le terme « écologie du paysage » afin d'indiquer une recherche combinant l'écologie et la géographie. Son développement remonte après la deuxième guerre mondiale dans les pays d'Europe centrale et orientale. À cette époque-là, l'écologie du paysage servait principalement à résoudre les problèmes des professionnels : architectes paysagistes, planificateurs et restaurateurs/conservateurs des paysages (Palang et al., 2000 ; Huan et al., 2019). Par la suite, cette discipline a évolué en Amérique avec une base théorique et des méthodologies sophistiquées, puis en Asie (Farina, 2006) et tout récemment en Afrique (Bogaert et André, 2013).

L'écologie du paysage est définie comme l'étude des phénomènes écologiques dans leur contexte spatial (Antrop, 2001). Cette discipline est considérée comme une science qui traite des interactions entre l'organisation de l'espace et des processus écologiques des paysages naturels et/ou anthropisés (Turner, 1989 ; Bogaert et Mahamane, 2005 ; Décamps et Décamps, 2007). Elle est ainsi fondée sur l'étude des relations entre la structure spatiale et les processus écologiques du paysage (Burel et Baudry, 1999). En dépit des divergences, ces définitions singularisent l'écologie du paysage par : (1) la considération d'espaces plus étendus que ceux habituellement pris en compte en écologie, (2) l'importance accordée à la configuration d'espaces sur le déroulement des processus écologiques et (3) la prise en compte de l'impact des activités humaines sur le paysage (Turner, 1989 ; Décamps, 2004 ; Bogaert et Mahamane, 2005 ; Allen et al., 2011).

Autrement dit, l'écologie du paysage cherche à comprendre et à expliquer (1) la structure spatiale des paysages, (2) le fonctionnement des paysages, (3) les qualités écologiques, socio-économiques des paysages, (4) les fonctions diverses du paysage au profit de la société et (5) la dynamique spatio-temporelle des paysages (Bogaert et Mahamane, 2005 ; Useni et al., 2017). Donc, la démarche adoptée dans cette science intègre l'objet d'étude (le paysage), ses déterminants (le milieu et la société) et ses effets sur les processus écologiques étudiés (Burel et Baudry, 2003 ; Useni et al. 2017a).

L'écologie du paysage aborde le paysage dans son acception « d'écocomplexe » (Sambieni, 2020). En effet, cette science applique alors la théorie de la hiérarchie à la biosphère (Forman, 1995 ; Burel et Baudry 2003 ; Bogaert et Mahamane 2005) qui permet ainsi de définir le paysage comme l'organisation biologique ou le niveau spatial situé en dessous de la région, du continent et de la planète, mais au-dessus de l'écosystème (Forman et Gordon, 1986) (Figure 2.7).

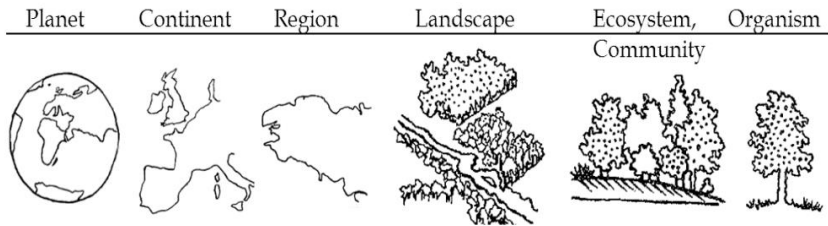


Figure 2.7. Le paysage d'après l'organisation des systèmes écologiques. Le paysage se situe au-dessus de l'écosystème, mais en dessous de la région, du continent et de la planète (Burel et Baudry, 2003).

2.2.3. Principes de base de l'écologie du paysage

L'échelle spatiale et temporelle est un critère essentiel qui établit la différence entre l'écologie du paysage et les autres branches de l'écologie. Elle est probablement le thème fédérateur de l'écologie du paysage (Wiens, 1999) en raison (i) de la prise de conscience accrue des écologues sur l'importance de la structure spatiale d'un paysage pour expliquer les processus écologiques et (ii) des modifications des paysages qui nécessitent un examen répété de leur hétérogénéité spatiale (Fortin, 2002). Généralement, l'échelle spatiale est déterminée par le grain et l'étendue (Burel et Baudry, 2003). Le gain est défini comme la limite inférieure de la représentation de la structure interne d'un paysage et de ses unités fonctionnelles et l'étendue est considérée comme la plus grande durée (de vie) ou le plus grand espace (vital) auquel un organisme répond (Figure 2.8 ; Burel et Baudry, 2003 ; Bogaert et Mahamane, 2005). L'étendue varie également dans l'espace (une parcelle, une région) et dans le temps (observations sur une année, une décennie) (Burel et Baudry, 2003). En règle générale, tout comme en cartographie, l'étendue et le grain sont corrélés : des observations sur une région sont faites généralement avec une résolution moins fine par exemple que sur un espace de quelques hectares (Bogaert et Mahamane, 2005).

Le grain est fonction de l'échelle de la cartographie dans la pratique, plus précisément de la taille de la plus petite unité cartographique ou la taille du pixel dans le cas d'une représentation du type « raster » (Figure 2.8). La détermination du niveau

de détail doit donc être cohérente avec les caractéristiques du phénomène étudié (Gustafson, 1998). La dimension du paysage dépendra de la perception humaine en général et les activités anthropiques seront utilisées comme fil conducteur (Bogaert et Mahamane, 2005). La communauté écologique s'interroge toujours sur la façon de cerner l'étude des systèmes complexes (Fortin, 2002). Or, la notion de « perception » et de la complexité sont interdépendante, d'où l'importance du choix du niveau d'observation du système étudié sachant qu'il n'existe pas d'échelle unique pour observer tous les processus (Forman, 1997 ; CIRAD, 2001 ; Burel et Baudry, 2003). L'étendue du paysage se limitera ainsi à la gamme d'échelles allant de quelques ha à quelques centaines de km² (Burel et Baudry, 2003). La présente recherche doctorale a été conduite sur plusieurs paysages en zones urbaines (chapitre 3 et 4) et rurales (chapitre 5-7) avec des étendues différentes dans le but de ressortir de nouvelles informations liées à la structure spatiale et aux processus de transformations spatiales (Turner et al., 1989 ; Buyantuyev et Wu, 2007). Dans le cas des sites en milieu urbains (Cap-Haitien et Port-au-Prince), l'étendue est restée constante au niveau du pixel, mais elle a été abordée au niveau des différentes zones du gradient urbain-rural et sur toute l'étendue des villes (Chapitre 3 et 4).

Chaque système écologique est caractérisé par trois principaux attributs interdépendants : sa composition, sa configuration et sa fonction (Figure 2.9). Chacune de ces trois composantes des systèmes écologiques peut être visualisée comme un côté d'un triangle équilatéral (Figure 2.9, Bogaert et Mahamane, 2005 ; Antrop, 2021). La structure spatiale, qui forme le cœur de l'écologie du paysage, est caractérisée par la configuration (l'organisation spatiale des éléments) et la composition (déterminée par le nombre, la nature et la proportion de classes d'occupation du sol...) du paysage (Antrop, 2000 ; Bogaert et al., 2014). Ainsi, il est possible de déduire les processus écologiques à l'origine de l'organisation d'un paysage à partir d'une analyse de la structure spatiale et de la dynamique du paysage, et vice-versa (Bogaert et al., 2004). En effet, si par exemple la structure spatiale d'une composition paysagère change à la suite de la fragmentation d'une zone forestière, les processus de migration des populations qui utilisent cette forêt seront également modifiés (Bamba et al., 2008). D'autant plus, si l'écosystème considéré (la forêt) est fragmenté et étant donné que les zones initialement couvertes par la forêt seront remplacées par une autre classe d'occupation du sol. Dans ces cas la composition du paysage connaîtra une dynamique. Ce principe justifie l'importance donnée en écologie du paysage à l'étude des structures spatiales des paysages (Bamba et al., 2008 ; Bogaert et al., 2014).

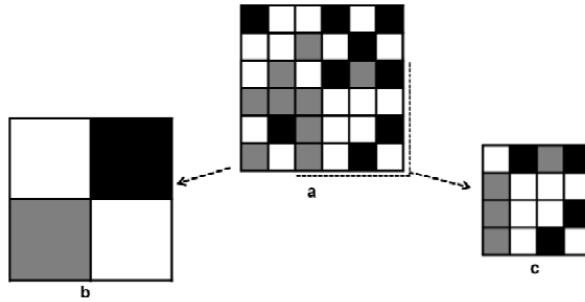


Figure 2.8 : Représentation de la notion de résolution et d'étendue comme composantes de l'échelle spatiale. Chaque paysage (a) peut être représenté avec une certaine résolution et étendue. Le changement de la résolution (b) ne change pas l'étendue, mais changera la précision avec laquelle les informations seront disponibles. En (b), la résolution est réduite par une agrégation des pixels selon la majorité des classes présentes. Seulement une partie du paysage sera étudiée par le changement de l'étendue (c) (Barima, 2009).

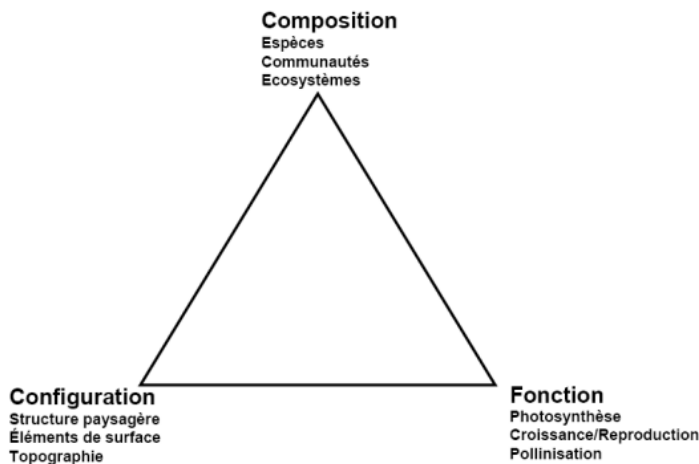


Figure 2.9: Les éléments clés de chaque système écologique, applicable à chaque échelle spatio-temporelle : la composition, la configuration et les fonctions présentes dans le paysage. Illustration de l'interdépendance des éléments par leurs connections à travers un triangle équilatéral (Noon et Dale, 2002).

Cette relation interdépendante des composantes de ces trois attributs du paysage constitue l'hypothèse centrale de l'écologie du paysage connu sous le terme de « *Pattern/process paradigm* » pour signifier que des patrons spatiaux conditionnent les processus paysagers et écologiques qui s'y déroulent et vice versa (Turner, 1989 ; Coulson et al., 1999 ; Bogaert et al., 2004 ; Bogaert et André, 2013). En écologie du paysage, ce principe justifie l'importance donnée à l'étude des structures spatiales des éléments paysagers pour déduire les fonctionnements écologiques qui insufflent la répartition spatiale ou temporelle des organismes de différentes espèces (Koffi et al., 2007 ; Bamba, 2010). Cela présente un grand intérêt pour l'aménagement du territoire, par exemple, pour concevoir des réseaux de services écosystémiques en zone urbaine

et périurbaine comme des espaces verts pour la nidification d'espèces animales (Tews et al., 2004 ; Larondelle et Haase, 2013 ; Useni, 2017) ou pour atténuer l'îlot de chaleur urbain (Kong et al., 2014). L'effet de la structure spatiale sur les processus est plus souvent étudié que le contraire en écologie du paysage (Vranken et al., 2015 ; Useni, 2017).

2.2.4. Analyse de la dynamique paysagère

2.2.4.1. Indices de structure spatiale du paysage

L'analyse quantitative de la structure paysagère se révèle particulièrement utile dans l'objectif de mieux cerner les rapports entre la configuration du paysage et les processus écologiques qui s'y déroulent (O'Neill et al., 1988 ; Li et Wu, 2004). Cela explique le développement d'une multitude d'indices ou « *landscape metrics* » nécessaires pour décrire l'organisation spatiale des paysages (Hargis et al., 1997 ; Farina, 2000 ; Bogaert et al., 2002a-b ; Li et Wu, 2004 ; Bogaert et Mahamane, 2005 ; Liu et al., 2010 ; Su et al., 2012). Il semble logique que la nécessité d'utiliser plusieurs indices pour caractériser la structure spatiale d'un paysage dû au fait qu'aucun d'entre eux ne puisse à lui seul refléter toute la complexité de la structure ou des processus de transformation spatiale (Dale et al., 1994 ; Bogaert et Mahamane, 2005). En effet, les écologues disposent de beaucoup d'indices (O'Neill et al., 1988 ; Hargis et al., 1997 ; Hargis et al., 1998 ; O'Neill et al., 1998 ; Farina, 2000 ; Jaeger, 2000) développés, modifiés et testés dans des configurations très différentes (Ritters et al., 1995 ; Hargis et al., 1998 ; McGarigal et al., 2002). Quand ils sont appliqués à des données multi-temporelles ou multi-échelles, il est possible d'analyser et de décrire le changement du degré d'hétérogénéité spatiale d'un paysage (Wu et al., 2000 ; Bogaert et al., 2014). Pour décrire l'organisation spatiale, il est possible de calculer un grand nombre d'indices au niveau des taches, des classes et du paysage dans son ensemble (O'Neill et al., 1988 ; Turner et al., 1989 ; Bogaert et al., 2002a-b ; Herold et al., 2002, 2003 ; Liu et al., 2010 ; Peng et al., 2010 ; Su et al., 2012). En écologie du paysage, ces indices mesurent la structure du paysage, soit en traduisant le rapport spatial entre les taches d'un paysage et la matrice de ce même paysage, soit en utilisant les statistiques exprimées en termes d'unités de paysage (forme, taille, dispersion, abondance des taches) (Farina, 2000 ; Bogaert et Mahamane, 2005). D'autres subdivisions parlent des mesures de la composition (nombre, aire, densité des taches, etc.), appliquées à la configuration spatiale (indice de proximité, la distance moyenne entre deux taches voisines, la contagion, la connectivité, la cohésion ou encore l'agrégation...) (O'Neill et al., 1988 ; Riitters et al., 1995 ; Saura, 2004 ; Bogaert et Mahamane, 2005 ; Ferrari et Ferrarini, 2008 ; McGarigal, 2015). Ces mesures des indices de structure spatiale sont souvent considérées comme des indicateurs de l'impact humain sur la morphologie du paysage (O'Neill et al., 1988 ; Burel et Baudry, 2003 ; Bamba et al., 2008 ; Bogaert et al., 2014).

La structure spatiale des paysages agricoles et naturels ne cesse d'être caractérisé depuis le développement de ces indices ; et plus récemment, ils sont utilisés pour décrire des paysages urbains (Buyantuyev et Wu, 2007 ; Zhou et Wang, 2011 ; Li et al., 2013 ; Useni et al., 2017b ; André et al., 2018). Pour caractériser par exemple la dynamique d'un écosystème naturel suite à l'extension des zones agricoles ou urbaines, il se révèle nécessaire de prendre en compte la nature des types de taches.

L'évolution du milieu naturel en faveur des classes anthropiques (augmentation de l'aire des bâtis, des champs par exemple) reflétera une diminution du degré de naturalité du paysage. Dans ce contexte, pour vérifier l'hypothèse mettant en relation l'entropie du paysage (ou l'hétérogénéité de sa composition spatiale) avec des niveaux d'impacts anthropiques plus élevés (Bogaert et al., 2005), il semble utile d'appliquer l'indice de perturbation du paysage (O'Neill et al., 1988 ; Bogaert et al. 2011b ; Mama et al. 2013 ; Barima et al., 2016 ; Kouakou et al., 2018).

Dans le cadre de cette recherche doctorale, des indices susceptibles de quantifier la composition et la configuration des différentes classes de l'occupation du sol ont été choisis afin d'étudier la dynamique paysagère des sites d'études considérés à différentes échelles spatio-temporelles. Il s'agit entre autres de l'aire des taches (médiane, moyenne et totale), du nombre de taches des classes d'occupation du sol, de la proportion des classes dans le paysage, de la dominance des grandes taches de classes, de l'indice de perturbation et de la densité des taches par classe d'occupation du sol. La documentation détaillée à propos du calcul et de l'interprétation écologique de ces indices peut être consultée dans McGarigal (2015).

2.2.4.2. Matrice de transition

La définition des types de taches des différentes classes d'occupation de sol affecte directement la composition du paysage (le nombre et les aires totales de ces taches) (Colson et al., 2009 ; Bastin et al., 2011 ; Useni et al. 2017). Les dynamiques passées dans la composition du paysage, c'est-à-dire les changements d'état des éléments d'un système, peuvent être décrites d'une manière condensée pendant une période donnée par une matrice de transition (Forman et Godron, 1986 ; Dale et al., 2002 ; Bamba et al., 2008 ; Barima et al., 2009 ; Diallo et al., 2011 ; Mama et al., 2013 ; Useni et al., 2017a). C'est une matrice à double rentrée qui informe sur le nombre et les fréquences de toutes les conversions entre les différentes catégories d'occupation du sol sur une période bien précise (Toyi et al., 2013). En dehors de cela, elle ne fournit aucune information sur la distribution spatiale des changements. Les données de base de la matrice de transition sont issues des cartes d'occupation du sol réalisées dans un logiciel de SIG suite à une opération de superposition de deux cartes.

A titre illustratif, dans un paysage constitué de trois classes d'occupation de sol : Forêt, Habitats-sol nu et autres ; à une date t_0 vers t_1 , la matrice de transition obtenue résulte d'une opération de superposition de deux cartes en t_0 et t_1 représentée dans le Tableau 2.2. La matrice de transition est composée de trois groupes de valeurs (Toyi et al., 2013 ; Bogaert et al., 2014) :

Premièrement, les totaux des rangées et des colonnes se réfèrent respectivement aux aires de type de taches pour la première carte (t_0) et la deuxième carte (t_1). Par exemple, il est indiqué dans le Tableau 2.2 qu'au temps T_0 , la composition du paysage est de $A_0\%$ de la classe « Forêt », $B_0\%$ de la classe « Habitats-sol nu » et $C_0\%$ de la classe « Autres ». Par contre au temps T_1 , la composition du paysage est maintenant de $A_1\%$ de forêt, $B_1\%$ d'Habitat-sol nu et $C_1\%$ de la classe « Autres ». Ces données peuvent être utilisées pour l'identification de la matrice paysagère ou pour l'analyse de composition au moyen de mesures d'hétérogénéité (indices de Simpson ou de Shannon).

Deuxièmement, la partie centrale qui peut être divisée en deux groupes : les valeurs sur la diagonale (X_{st} , Y_{st} , Z_{st}) correspondent aux zones n'ayant pas modifié leur état

entre T_0 et T_1 pendant que les éléments hors de la diagonale reflètent les changements d'occupation du sol opérés dans le paysage (Tableau 2.2). Le rapport de la somme des valeurs sur la diagonale à celles hors-diagonale reflétera la dynamique globale du paysage. Dans le cas où chaque unité du paysage est convertie en un autre type de taches (dynamique maximale), ce rapport sera égal à zéro, mais dans le cas d'un paysage parfaitement statique, il sera égal à l'infini (Bogaert et al., 2014).

Troisièmement, les valeurs des lignes renseignent sur la tendance d'un type de taches à être converti au profit d'autres types, tandis que celles des colonnes informent sur la tendance à augmenter la surface au détriment d'autres types de taches. La matrice de transition peut être interprétée par la visualisation d'un schéma dans lequel les flèches indiquent les transferts entre les types de taches (Bamba et al., 2008 ; Useni, 2017).

Le rapport de la somme des valeurs de la diagonale et de la somme des valeurs hors de la diagonale de la matrice de transition permet de déterminer l'indice de stabilité afin d'analyser les changements dans le paysage (Bogaert et al., 2014).

Tableau 2.2 : Illustration d'une matrice de transition simplifiée. Les valeurs peuvent être exprimées en unité de surfaces ou en pourcentage. Les lignes correspondent aux états au temps T_0 et les colonnes représentent les états d'occupation du sol au temps T_1 . Le contenu des cellules représente : la surface (en valeur absolue ou en valeur relative) du type d'occupation du sol i au temps T_0 ayant passé au type d'occupation j au temps T_1 . Les changements se font donc de la ligne i vers la colonne j . La somme des colonnes équivaut à la surface totale de la catégorie j d'occupation du sol au temps T_1 et la somme des lignes représente la surface totale de la catégorie i d'occupation du sol au temps T_0 . Les cellules de la diagonale correspondent aux surfaces n'ayant pas modifié leur état entre T_0 et T_1 . Les éléments hors de la diagonale représentent les changements d'occupation du sol. Ce sont ces valeurs qui indiquent la dynamique opérée dans le paysage entre ces deux temps. Le total doit donc correspondre à la surface totale de la zone d'étude soit 100% (d'après Cabala, 2017).

Etat i à T_0 \ Etat j à T_1	Forêt	Habitat-sol nu	Autres	Total
Forêt	X_{st}	k_{01}	m_{01}	A_0
Habitat-sol nu	n_{01}	Y_{st}	p_{01}	B_0
Autres	q_{01}	s_{01}	Z_{st}	C_0
Total	A_1	B_1	C_1	100

En plus, de la dynamique antérieure, la matrice de transition offre également une possibilité de décrire les dynamiques prospectives. Elle permet en ce sens de simuler, projeter ou scénariser l'évolution probable du paysage sous l'influence de certains facteurs sur la base d'algorithmes mathématiques en se basant sur l'observation des évolutions passées et leurs probabilités (Weng, 2002). La simulation s'est révélée comme un outil puissant d'aide à la décision (Ladet et al., 2005). Pour cela, plusieurs techniques de simulation sont proposées dont les plus utilisées sont celles de la chaîne

de Markov de premier ordre et d'automate cellulaire (Barima et al., 2009 ; Muteya et al., 2022).

Les matrices de transition ont été élaborées dans la présente dissertation doctorale en vue de quantifier la superficie des zones forestières suite à la croissance spatiale des bâtis (Chapitre 4), des zones agricoles et des zones dénudées (Chapitres 7 et 8).

2.2.4.3. Processus de transformation spatiale

La dynamique structurelle du paysage peut être caractérisée par l'identification des processus de transformation spatiale (changements de configuration et de composition des taches) (Bogaert et al., 2004 ; Koffi et al., 2007 ; Vranken et al., 2011). La méthode d'identification du processus de transformation spatiale est une méthode complémentaire dans l'analyse de la dynamique structurelle du paysage permettant d'identifier, à partir de la structure spatiale, les processus de transformation spatiale qui soutiennent les différentes dynamiques ou les changements de l'occupation du sol (Forman, 1997 ; Bogaert et al., 2004). En plus de l'étude de la conversion des occupations du sol telle que le permet la matrice de transition, un bon nombre d'auteurs : Forman (1995) ; Collinge et Forman (1998) ; Collinge (1998) ; Farina (2000) ; Bogaert (2000) ; Jaeger (2000) ; Bogaert et al., (2004) ont trouvé l'existence d'un certain nombre de configurations spatiales dans la nature qui peuvent être déterminées sur la base du nombre, de l'aire et du périmètre de taches. Ces trois indices sont identifiés comme les principaux éléments pour la description de la configuration paysagère (Giles et Trani, 1999 ; Bogaert et al., 2004).

Il existe au niveau du paysage un nombre limité de géométries ou configurations spatiales communes résultant des processus de transformation spatiale (Collinge et Forman, 1998 ; Bogaert et al., 2004). Plusieurs arbres de décisions ont été proposés afin d'identifier le processus dominant de la transformation du paysage (Forman, 1997 ; Jaeger, 2000). Cependant, les modèles d'arbre proposé par ces derniers ne considèrent que les processus associés à la diminution des aires des taches à savoir, la perforation, le rétrécissement, la dissection, la fragmentation et la suppression). Or, lorsque les actions anthropiques deviennent plus importantes dans le temps, les taches anthropiques sont caractérisées par une augmentation de leur étendue (Bogaert et al., 2014).

Pour cela, Bogaert et al. (2004) ont proposé un modèle d'arbre où ils ont ainsi synthétisé et défini les changements en une dizaine de processus de transformations spatiales observables pour un paysage composé de deux classes d'occupation du sol. Il s'agit de l'agrégation, la création, l'agrandissement, la déformation, la dissection, la fragmentation, la suppression, le déplacement, la perforation et le rétrécissement (Figure 2.10). De même pour une matrice de transition, ces processus de transformation sont déterminés dans un intervalle de temps bien défini. Pour cela, il est nécessaire d'avoir deux cartes d'occupation dans une analyse diachronique qui se fait par type de taches pour une période donnée.

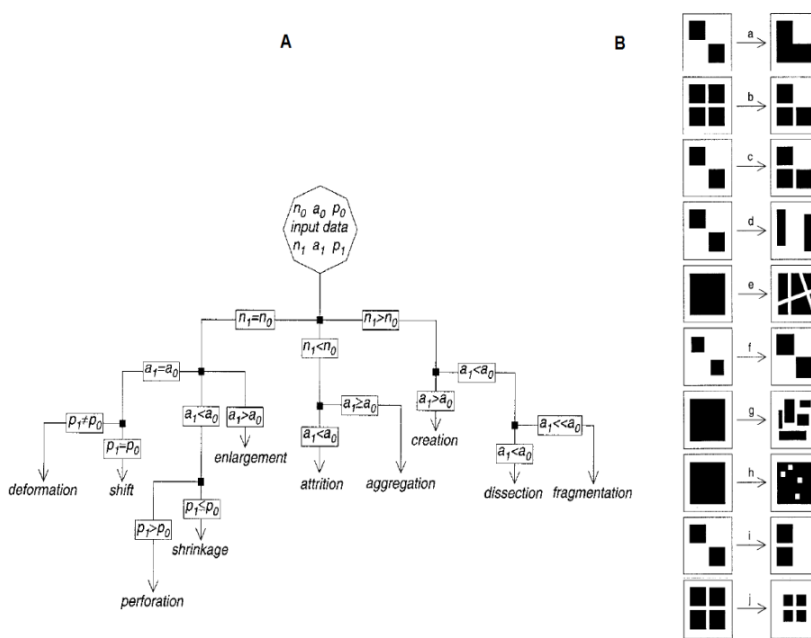


Figure 2.10 : Identification des processus de transformation spatiale. (A) identification du processus sur la base du nombre, de l'aire et du périmètre de taches des classes. (B) illustration sur la base d'un schéma des 10 processus de transformation spatiale. A, b, c, j représentent respectivement les processus d'agrégation, fragmentation, perforation, suppression (*attrition*), création, agrandissement (*enlargement*), déplacement (*shift*), déformation, dissection et rétrécissement (*shrinkage*) (Bogaert et al., 2004).

Contrairement à la matrice de transition, cette approche de détermination du processus de transformation fournit des informations sur les causes à la base de la transformation du paysage puisque les dynamiques des conversions spécifiques du paysage peuvent être liées à des initiateurs bien identifiés (Munyemba, 2010).

Dans le cas de la dynamique anthropique du paysage, les types de taches naturelles seront caractérisés par la dissection, la déformation, la fragmentation, la suppression, la perforation et/ou le rétrécissement. Par contre, les types de taches correspondant aux activités anthropiques affichent la création, l'agrégation, la déformation, l'agrandissement et/ou le déplacement (Bogaert et al., 2011b). Il est à signaler que l'ensemble des dix processus se révèle important, car les changements occasionnés ont des conséquences sur les processus écologiques et la distribution des plantes et des animaux (Bamba, 2010).

Les différents processus susmentionnés correspondent le plus souvent à des séquences bien définies. Ainsi, la dissection et/ou la perforation sont souvent suivies d'une fragmentation menant à un rétrécissement et à une suppression (Forman, 1995 ; Bogaert et al. 2004). Par contre, l'agrandissement est souvent précédé de la création et pourrait aussi conduire à l'agrégation (Figure 2.11). Il est aussi à signaler que d'autres séquences ne doivent pas être exclues puisque les longues périodes de temps peuvent cacher une série de processus et la résolution temporelle des données influence la détermination de ces processus (Bogaert et al., 2004). A titre d'illustration

entre 1986 et 2000, Barima et al., (2009) ont noté la suppression comme processus de transformation spatiale dominant pour la savane boisée, la forêt claire et la forêt dense en milieu de transition forêt-savane en Côte d'Ivoire. Durant cette période de 14 ans, il y a probablement toute une série de processus qui a conduit à la suppression des taches de ces classes.

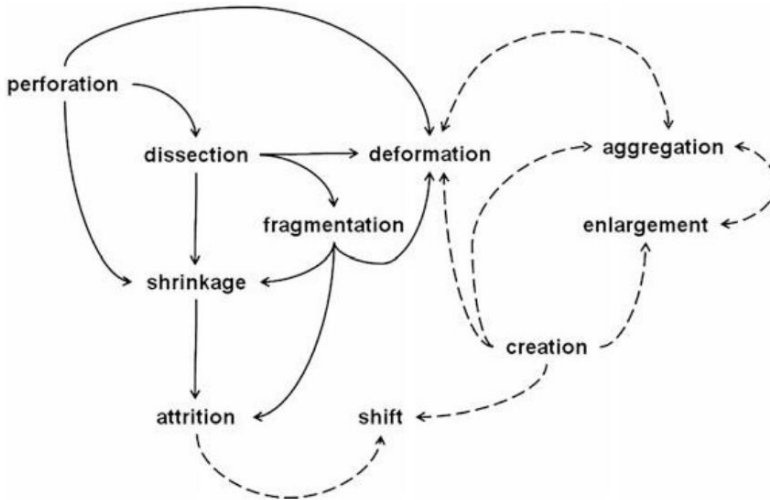


Figure 2.11 : Les processus de transformation spatiale généralement observés pour les types de taches anthropiques (traits discontinus) et naturelles (traits continus). Les flèches informent sur les relations causales et leur évolution séquentielle dans le temps (Bogaert et al., 2011a ; 2014).

L'arbre de décision proposé par Bogaert et al. (2004) permet de distinguer la dissection de la fragmentation. Pour y arriver, le rapport entre l'aire de type de taches après transformation et l'aire avant transformation comme indicateur de l'impact de la transformation est calculé et comparé à une valeur seuil (t). Barima et al. (2009) ont fixé la valeur de ce seuil (t) à 0,5 dans la région de transition forêt-savane à l'est de la Côte d'Ivoire. Ainsi, les petits changements (valeur observée $\geq 0,5$) dans la surface des taches suggèrent une dissection de la classe. Par contre les faibles valeurs du ratio ($<0,5$) sont interprétées comme une fragmentation de la classe (Barima et al., 2009 ; Diallo et al., 2011 ; Bogaert et al., 2014). Hauleville et al. (2018) ont plutôt utilisé le seuil (t) = 0,75 dans une forêt mono spécifique de *Uapaca bojeri* (Baill) à Madagascar pour un intervalle de temps relativement court (4 et 6 ans).

Dans le cadre de cette recherche doctorale, quatre processus de transformation spatiale ont été retenus, notamment la création (formation de nouvelles taches), la fragmentation (rupture de la continuité en plusieurs taches disjointes), l'agrégation (fusion de taches), la dissection (subdivision des taches par des lignes). Ces processus de transformation spatiale ont été déterminés sur les différents sites d'études qui ont été choisis le long du gradient urbain-rural. Il est à noter que le gradient urbain rural est l'un des modèles utilisés pour comprendre les effets de l'urbanisation sur la structure et les fonctions des écosystèmes écologiques urbains (McDonnell et Pickett

1990). Un gradient d'urbanisation est considéré comme un gradient indirect et complexe qui dépend de facteurs socio-économiques et environnementaux qui se manifestent physiquement par la création de nouveaux modes d'occupations du sol, la création de nouveaux assemblages d'espèces, des modifications des régimes de perturbations, des altérations de l'environnement physique et chimique (McDonnell et Hahs, 2008).

2.2.4.4. Variabilité spatiale des paysages suivant le degré d'influence anthropique : l'approche du gradient urbain-rural

Les paysages naturels continuent de subir d'intenses modifications suite à la croissance sans précédent des impacts humains sur les ressources naturelles (Pearson et McAlpine, 2010). Depuis la seconde moitié du siècle dernier, l'intensification de l'utilisation des activités agricoles a progressivement introduit la production industrielle, avec pour conséquences la simplification du paysage, la perte d'habitats naturels (Tilman et al., 2001 ; Sodhi et Ehrlich, 2010), la dégradation de la qualité de l'eau et des sols (Vizzari et Modica, 2013), l'érosion de la diversité des espèces sauvages (Maron et al., 2012 ; Gentili et al., 2014) et l'altération des fonctions écologiques (Flynn et al., 2009). Depuis quelque temps, l'expansion des zones urbaines a été également reconnue comme la cause de nombreux impacts qui entraînent la fragmentation des forêts et d'autres habitats naturels, la perte de terres agricoles et naturelles (Piorr et al., 2011). C'est ainsi que les activités humaines ont conduit à la modification de la structure des paysages naturels dont le type, la forme, la taille et la disposition varient.

Les influences anthropiques sur les paysages naturels sont si différentes en termes de distribution et d'intensité qu'elles produisent ainsi un gradient de modifications paysagères se traduisant par des structures paysagères (configuration et composition) différentes (Forman et Godron, 1983). Le paradigme du gradient environnemental stipule que la variation environnementale est ordonnée dans l'espace et détermine la distribution des composants structurels et fonctionnels des écosystèmes (McDonnell et Pickett, 1990). Forman et Godron (1986) ont ainsi identifié des gradients anthropiques, générés par l'augmentation des influences humaines sur la structure et les fonctions des paysages. Il s'agit dans la succession spécifique de paysages naturels, aménagés, cultivés, périurbains et urbains (Figure 2.12). Des modifications typiques des structures et des fonctions des systèmes écologiques peuvent être observées tout au long d'une telle séquence (McDonnell et Pickett, 1990 ; Luck et Wu, 2002) : les taches anthropiques introduites augmentent au détriment des taches d'occupation de sol naturel ; la densité des taches augmente avec des taches de forme de plus en plus régulière ; la taille moyenne des taches et la connectivité du paysage diminuent.

La dichotomie urbain-rural peut être considérée comme un gradient de paysage façonné par un niveau d'influence humaine qui ne cesse d'augmenter des paysages ruraux aux paysages urbains, y compris les processus écologiques, les flux et les mouvements d'énergie, de biens, de personnes, d'informations et de capitaux (Modica et al., 2012). Cette vision novatrice implique l'identification des zones de transition d'utilisation/occupation des terres particulières, telles que les zones périurbaines, caractérisées par des processus écologiques spécifiques et cruciaux. L'interface urbain-rural est considérée comme un espace complexe du point de vue environnemental, social et économique, notamment en ce qui concerne sa proximité

et sa dépendance mutuelle vis-à-vis des villes et des zones rurales (Vejre et al., 2010 ; Ives et Kendal, 2013). Cependant, du fait qu'un gradient urbain-rural se développe d'amont en aval, il devient ainsi difficile d'établir où commence la ville et où se termine le milieu rural (Trefon, 2011 ; André, et al., 2017). Or, il existe une diversité de critères appliqués par plusieurs auteurs afin de segmenter ce gradient et de nomenclature appliquée pour étiqueter les différentes zones (MacGregor-Fors, 2011 ; Bogaert et Halleux 2015). Ce manque d'uniformité de définitions entrave l'analyse, la planification, l'intégration appropriées des zones périurbaines dans la gestion du paysage et empêche une comparaison rigoureuse entre les études scientifiques (gie et al., 2007 ; Bogaert et Halleux 2015). Pour ce faire, un arbre de décision (Figure 2.13) a été présenté par André et al. (2014) et utilisé dans le cadre cette recherche doctorale (Chapitre 3-4). Cet arbre de décision est un modèle d'organigramme permettant de définir et d'identifier les différentes zones situées le long du gradient urbain-rural (André, 2017). Trois zones considérées comme les plus pertinentes (la zone urbaine, la zone périurbaine et la zone rurale) ont été ainsi étudiées dans le cadre de cette recherche doctorale.

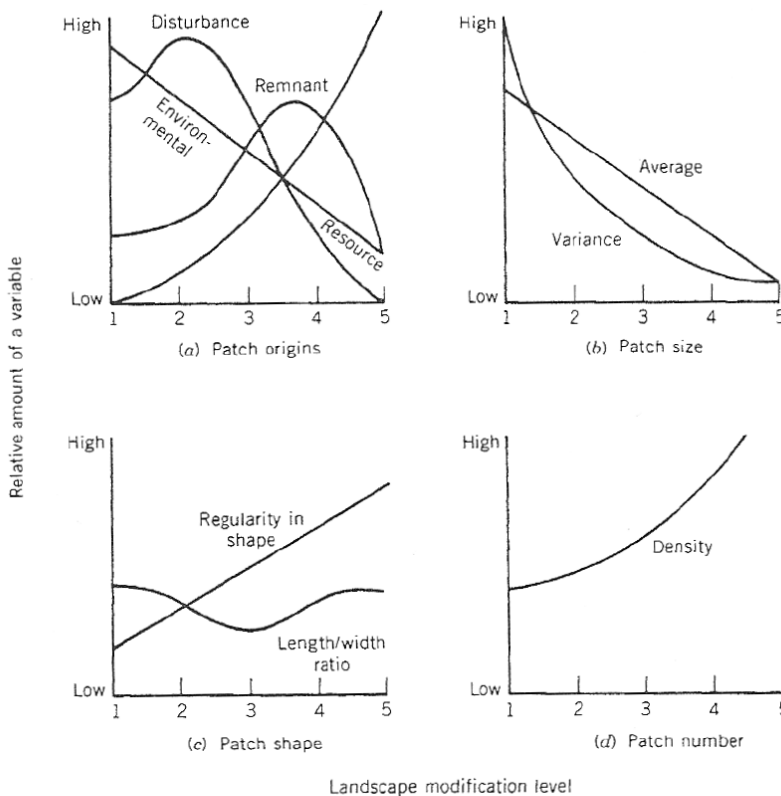


Figure 2.12 : Caractéristiques des taches changeant le long d'un gradient de modification du paysage. Ces niveaux de modifications sont (1) naturels, (2) aménagés, (3) cultivés, (4) périurbains et (5) urbains (Forman et Godron, 1983 modifié).

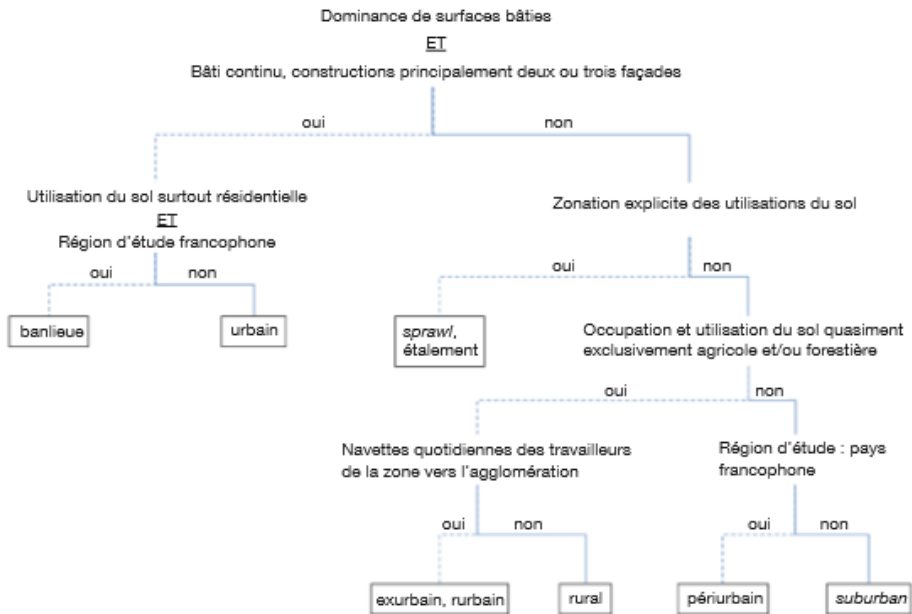


Figure 2.13: Organigramme des définitions des zones présentes le long du gradient urbain-rural. Il se lit de haut en bas. Les flèches en trait continu indiquent une réponse « non » ou « non précisé » à au moins un des critères et les flèches en trait discontinu indiquent une réponse « oui » (André et al., 2014).

2.2.5. Télédétection et SIG, outils appropriés pour l'analyse du paysage

Parmi les outils utilisés traditionnellement par l'écologie du paysage afin de lier et d'expliquer la composition, la structure et les processus écologiques du paysage, à différentes échelles (locale, régionale et globale), la télédétection et les systèmes d'information géographique (SIG) sont devenus les pivots de l'information et de l'analyse des paysages de notre biosphère avec le temps (Star et Estes 1990 ; Robin, 1995; Mas, 2000; Caloz et Collet 2001; Mayaux et al., 2003; Girard et Girard, 2010 ; Jawad et al., 2013).

2.2.5.1. Définition

La Télédétection se définit comme étant « la Science et l'Art d'obtenir des informations sur un objet, une surface, ou un phénomène, par l'analyse de données acquises par un dispositif qui n'est pas en contact avec l'objet, la surface ou le phénomène sous investigation » (Lillesand et al., 2008). La télédétection cherche à reconnaître et à analyser les phénomènes ou les objets terrestres à partir d'informations de nature énergétique captées et enregistrées par un capteur sous diverses formes (négatif ou numériques) à bord de plateformes aériens (les ballons, avions, etc.) ou satellitaires (navettes spatiales, satellites, etc.). Dans la plupart des cas, la télédétection implique une interaction entre les objets cibles et l'énergie incidente (Figure 2.14) (Caloz et Collet, 2001 ; CCT, 2003). On parle de télédétection active lorsque l'énergie est apportée par l'homme pour les capteurs (les radars) qui

fonctionnent simultanément comme émetteur et récepteur en hyper-fréquence ou en micro-onde. Ces ondes peuvent traverser les formations nuageuses sans modifier l'information et sont de ce fait utilisés dans les zones à forte couverture nuageuse telles les zones équatoriales (Lillesand et al., 2008). Pour les capteurs passifs, le soleil est la principale source d'énergie (Lillesand et al., 2008).

Un autre avantage de la télédétection est que ses informations peuvent être intégrées avec d'autres types de données dans des Systèmes d'Information Géographique (SIG). Ces systèmes constituent des outils particulièrement intéressants pour la gestion des ressources, car les diverses composantes du paysage sont saisies ensemble, dans leurs rapports mutuels écogéographiques (Saley, 2006)

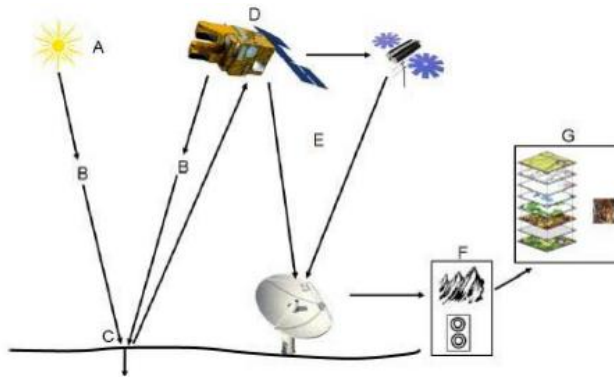


Figure 2.14 : Présentation des processus de la télédétection passive. Une source d'énergie (A) émet un rayonnement qui parcourt une certaine distance et interagit avec l'atmosphère (B) avant d'atteindre la cible (C). L'énergie interagit avec la surface de la cible, en fonction des propriétés de la surface et des caractéristiques du rayonnement.

Le rayonnement est diffusé ou réfléchi vers le capteur (D). Ce dernier enregistre le rayonnement et peut ensuite transmettre l'énergie par des moyens électroniques à une station de réception (E) au niveau de laquelle l'information est transformée en images (photographiques ou numériques). Ensuite, il est nécessaire de réaliser une interprétation visuelle et/ou numérique de l'image (F) afin d'extraire l'information que l'on désire obtenir sur la cible. En dernier lieu, il consiste à utiliser l'information extraite de l'image pour mieux appréhender la cible, afin de découvrir de nouveaux aspects ou pour aider à résoudre un problème particulier (G) (CCT, 2003).

2.2.5.2. Notion de signature spectrale

Le principe de base de la télédétection est en effet que chaque objet recevant un rayonnement donné présente un comportement spectral qui lui est propre (Figure 2.14) (Girard et Girard, 2010). Les objets peuvent être ainsi identifiés et cartographiés en se basant sur leurs caractéristiques spectrales (Lillesand et al., 2008 ; Griffiths et al., 2010 ; Aguilera et al., 2011). En effet, le comportement de chaque objet dépend de son attitude face au spectre électromagnétique de la lumière incidente et de ses propriétés spectrales. Le spectre électromagnétique va des courtes longueurs d'onde dont font partie les rayons δ et les rayons x, aux grandes longueurs d'onde à l'instar des micro-ondes et des ondes radio (Ernest et al., 2013).

Plusieurs régions du spectre électromagnétique sont utilisées par la télédétection dont les plus petites se situent dans l'ultraviolet (Lillesand et al., 2008). Dans le

domaine des grandes longueurs d'ondes (micro-ondes « passives » et infrarouge thermique), l'intensité du rayonnement émis par la surface est déterminée par l'émissivité et la température. Par contre, dans le domaine de l'infrarouge thermique, l'émissivité des surfaces terrestres ou océaniques varie dans une gamme limitée : surfaces d'eau et océan $\sim 0,98\mu\text{m}$; neige et glace: $0,95$ à $0,99\mu\text{m}$; forêt: $\sim 0,90\mu\text{m}$; surfaces minérales : $0,85$ à $0,95\mu\text{m}$ (Lillesland et al., 2008). En télédétection visible et proche infrarouge, selon la longueur d'onde, les surfaces naturelles se caractérisent par d'importantes variations de la réflectance (Caloz et Collet, 2001; CCT, 2003; Lillesland et al., 2008).

La « signature spectrale » des objets de surface permet de distinguer entre eux les principaux types d'objets de surfaces terrestres, mais aussi d'analyser plus finement les propriétés de ces surfaces (Figure 2.15). Elle correspond aux variations de la réflectance spectrale (CCT, 2003). Elle permet de distinguer entre eux les principaux types d'objets de surfaces terrestres ou d'analyser plus finement les propriétés de ces surfaces (Figure 2.15).

La télédétection est considérée comme une méthode presque incontournable dans la perception et la mesure des caractéristiques biophysiques du paysage du fait de ses capacités multi spectrales, multidimensionnelles et intégratrices (Forman et Godron, 1986 ; Xiao et al., 2006), permettant ainsi des potentialités d'analyse de phénomènes variés à diverses échelles spatio-temporelles (Kasanko et al., 2006 ; Satta et al., 2016). À partir du comportement spectral de l'ensemble d'un système écologique, la télédétection offre la possibilité de détecter les taches (pixels) ou des arrangements de taches extrêmement complexes sans interférence de l'observateur (Forman et Godron, 1986 ; Caloz et Collet, 2001 ; Useni, 2017).

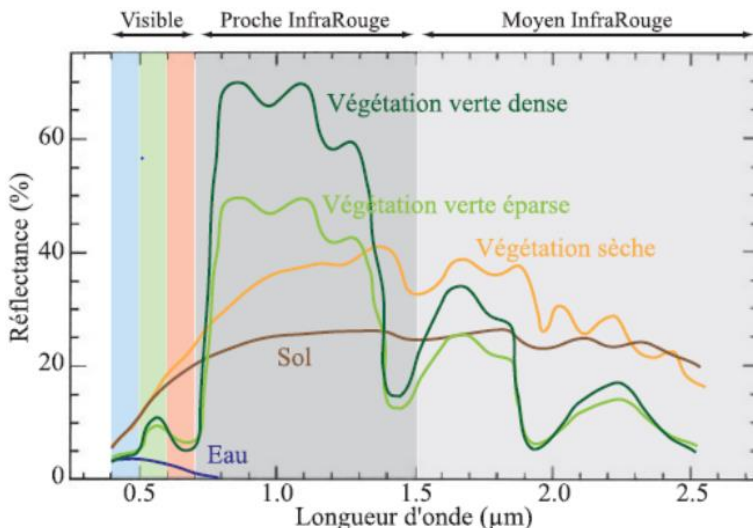


Figure 2.15 : Signature spectrale de la végétation, du sol et de l'eau (Dusseux, 2014)

Le comportement spectral des végétaux est très complexe du fait qu'un écosystème végétalisé constitue un milieu hétérogène composée de nombreux éléments (sols, eau, troncs, branches, feuilles, etc.) qui diffèrent considérablement dans leurs réponses spectrales respectives (Pasquier et Girard, 1988 ; Robin, 2002). D'autant plus, les écosystèmes végétalisés sont sensibles aux aléas du climat, aux saisons ou encore aux maladies. Généralement, les caractéristiques spectrales de la végétation sont conditionnées par la chlorophylle (le pigment principal qui la compose). Celle-ci ne se comporte pas de la même façon avec toutes les longueurs d'onde : certaines seront réfléchies alors que d'autres seront absorbées. La signature spectrale de la végétation est le plus souvent définie par les longueurs d'onde du vert et du proche infra-rouge (Figure 2.15). En effet, la réflectance maximale est mesurée dans le vert et l'absorption maximale dans le rouge à cause de la présence de chlorophylle. Lors d'une étude de télédétection de la strate végétale ces longueurs seront donc recherchées en priorité (Campbell, 2006).

Il est à signaler que les variations de la signature spectrale sont conditionnées par l'espèce et le type de la végétation considérée. Cette signature peut encore varier au sein d'une même espèce, selon l'état de santé (teneur en chlorophylle) et la teneur en eau de l'individu considéré (Campbell, 2006). En effet, dans le proche-infrarouge (PIR : 0,7 à 1,3 μm), c'est la structure du feuillage qui va déterminer la réponse spectrale, mais pas les pigments. Lorsque le végétal se dessèche, vieillit ou est malade, le parenchyme lacuneux réfléchit le rayonnement PIR. En fait, sa réflexion dans le PIR baisse lorsque son activité chlorophyllienne baisse. Par contre, les végétaux en pleine maturation, en bonne santé et bien irrigués ont une activité chlorophyllienne très importante et par conséquent une réponse spectrale élevée. Dans l'infrarouge moyen (1,3 à 1,9 μm), c'est la teneur en eau des végétaux qui va conditionner leur réponse spectrale. Un végétal chlorophyllien en bonne santé, contenant donc de l'eau, a une réponse spectrale qui va chuter dans l'infrarouge moyen à cause des bandes d'absorption de l'eau (Girard et Girard, 1989 ; Cabala, 2017). Lorsqu'un végétal est en cours de maturation, si elle souffre d'une maladie qui affecte sa teneur en eau ou d'un stress hydrique, sa réponse spectrale sera plus élevée. Dans l'infrarouge thermique, c'est la forte teneur en eau et la richesse en chlorophylle qui va induire une réponse spectrale forte (Cabala, 2017).

2.2.5.3. Résolution

Les capteurs des satellites sont caractérisés par leurs résolutions qui sont de quatre types : la résolution spatiale, la résolution radiométrique, la résolution spectrale et la résolution temporelle. En effet, sur une image donnée, le détail qu'il est possible d'apercevoir résulte de la résolution spatiale du capteur utilisé (Martin et al., 1998). La résolution spatiale est définie comme étant la dimension du plus petit élément qu'il est possible de détecter. Pour qu'on puisse voir le contour d'un objet, il faut même qu'il comprenne plusieurs pixels (Barima, 2009). Donc, pour pouvoir distinguer un élément de la surface observée, sa taille doit être supérieure ou égale à la cellule de résolution (Lillesand et al., 2008). De plus, c'est de la résolution spatiale du capteur que dépend la capacité à distinguer deux objets voisins différents. La résolution spatiale peut aller du kilomètre pour des capteurs à basse résolution spatiale au mètre pour des capteurs à haute et très haute résolution spatiale (Kouakou, 2019).

Quant à la résolution radiométrique, elle est considérée comme étant le niveau de séparation des différences selon l'énergie réfléchi. La radiométrie d'un capteur correspond à la sensibilité du détecteur à reconnaître de petites différences dans le rayonnement électromagnétique. Ainsi, plus la résolution radiométrique d'un capteur est fine, plus le capteur est sensible à de petites différences dans l'intensité de l'énergie reçue (CCT, 2003 ; CCT, 2007). La résolution spectrale est considérée comme le nombre de plages du spectre dans lesquelles le capteur peut mesurer le rayonnement réfléchi. Elle représente la capacité d'un capteur à distinguer deux longueurs d'ondes voisines, ce qui correspond ainsi au nombre de bandes spectrales disponibles (Kouakou, 2019). Un capteur multi-spectral à faible résolution spectrale est un capteur qui est caractérisé par un faible nombre de bandes spectrales (3 à 5) alors qu'un capteur à une haute résolution spectrale est un capteur caractérisé par un nombre important de bandes spectrales. Donc, plus la résolution spectrale est importante, plus la signature spectrale pouvant définir l'objet au sol est précise permettant ainsi de bien discriminer les objets terrestres (Dusseux, 2014).

Par contre, la résolution temporelle est considérée comme le temps que prend un satellite pour réaliser un cycle orbital complet (Bonn et Rochon, 1992). Donc, la résolution temporelle d'un capteur est la fréquence de couverture de celui-ci, autrement dit, c'est le nombre de fois qu'il peut enregistrer une image de la même zone durant une période de temps donné (CCT, 2007 ; Rakotondrasoa, 2012). L'acquisition périodique et continue de données permet donc d'évaluer les changements ayant lieu à la surface de la terre. Ainsi, dans le cadre de cette recherche doctorale, il a été utilisé des images Landsat d'une résolution spatiale de 30 m et prises sur des pas de temps compris entre 11 et 21 ans afin d'analyser les dynamiques dans le temps et dans l'espace des différents sites d'étude considérés.

2.2.5.4. Système d'Information Géographique (SIG)

Les Systèmes d'Information Géographique (SIG) sont des systèmes qui ont la capacité de stocker, partager, consulter et manipuler les objets représentés sur les plans et les cartes avec leur description géométrique ainsi que toute l'information qui leur est attachée (Chen et al., 2008). Il est à noter que la carte au sein d'un SIG permet de disposer d'informations d'origine différente et concernant un même paysage dans une même base de données, de faciliter la résolution des calculs des aires, distances, de réduire la complexité des opérations qu'exige le changement d'échelle par des nouveaux dessins et des reports d'information (Lanter, 1992 ; CCT, 2009). Les SIG représentent encore les moyens de présenter et d'interpréter les faits observés à la surface de la terre (Cabala, 2017 ; Huan et al., 2019). Les SIG se révèlent être un puissant outil pour le suivi et l'aménagement du territoire en fonction de leurs performances techniques, la représentation cartographique, la simulation et l'analyse notamment (CCT, 2009 ; Li et al., 2013). Ainsi, les SIG traitent des données de télédétection permettant de quantifier et de localiser les changements de l'occupation du sol à l'échelle du paysage (Petit et al., 2001 ; Lu et al., 2004, Yu et al., 2019). En effet, les informations de la télédétection peuvent être intégrées avec d'autres types de données dans des SIG. Ces systèmes constituent donc des outils particulièrement intéressants pour la gestion des ressources du fait que les diverses composantes du paysage peuvent être saisies ensemble, dans leurs rapports mutuels écogéographiques (Saley, 2006 ; Koua et al., 2017).

La synergie entre les SIG et la télédétection constitue un complexe d'outils permettant la manipulation des données dans les études paysagères, mais aussi dans des prévisions écologiques (Skupinski et al., 2009). Ainsi, dans le cadre de cette recherche doctorale visant à analyser la dynamique paysagère en Haïti, des données de la télédétection ont été utilisées et concernent les images satellitaires qui sont issues du capteur Landsat MSS, TM, ETM+ et OLI et ont été téléchargées gratuitement sur le site: <http://glovis.usgs.gov.com>. Les logiciels SIG utilisés étaient composés de ENVI 4.7 pour les traitements des images en mode raster et ArcGIS 10.8.1 pour le mode vectoriel (attributs, habillage des cartographies).

2.2.6. La choralogie

L'espace terrestre est considéré trop souvent comme une ressource illimitée. Or, elle est aussi limitée que l'eau, la biodiversité ou l'énergie. Ce sont le plus souvent les services écosystémiques destinés à la collectivité qui sont tout bonnement compromis sans espace suffisant (Bogaert et al., 2015). Par ailleurs, un espace devient indisponible pour d'autres catégories d'occupation de sol dès lors qu'une classe d'occupation du sol occupe ce même espace. C'est précisément sur ce constat et concept de consommation d'espace qu'il est impératif de considérer l'espace comme une ressource non-renouvelable et limitée (Bogaert, et al., 2014 ; Preux, 2018).

Des transformations profondes sont, en effet, perpétrées couramment dans le paysage suite aux actions anthropiques (urbanisation, développement agricole...) dans l'hémisphère Sud de nos jours, comme il l'a été au cours du siècle précédent au Nord (Trefon, 2011 ; Seto et al., 2012 ; McHale et al., 2013 ; Cilliers et al., 2014). Selon leur intensité, les actions anthropiques mènent à divers types de paysages (semi-naturels ou anthropisés, etc.) (Forman et Godron, 1986), et leur intégration dans une discipline écologique explique l'orientation actuelle de nombreux écologues, paysagistes sur les paysages bioculturels, qui sont des mélanges d'activités anthropiques avec l'expression de la diversité biologique (Bridgewater et Arico, 2002 ; Maffi et Woodley, 2010 ; Hong et al., 2014 ; Useni, 2017). Bien que le mélange croisé de la nature et de la culture soit bénéfique, les dynamiques passagères suite aux actions de l'homme soulignent l'importance de la conservation du paysage et confirment le statut de l'espace géographique considéré comme une ressource non-renouvelable (Bogaert et al., 2015).

Ainsi, la "choralogie", une nouvelle discipline qui a été proposée par Bogaert et al. (2015) et dérive des mots grecs *χώρα* (terres, zone rurale) et *λόγος* (mot, étude) fait donc référence, littéralement, à l'étude des espaces, des terres, du foncier ou du territoire (GRIEPE, 2015). Ce néologisme peut être utilisé pour désigner l'étude des patrons, des services et des valeurs sur la surface terrestre (espaces géographiques, paysages) tout en reconnaissant son caractère limité (GRIEPE, 2015). Ainsi, l'hypothèse centrale de ce nouveau domaine d'étude se situe dans l'identification de l'espace comme ressource limitée qu'il est nécessaire de préserver en raison des pressions de plus en plus intenses qu'il subit notamment suite aux activités anthropiques (Bogaert, et al., 2014).

Pour cela, afin de satisfaire les exigences sans cesse grandissantes de l'homme, de la nature et de la société, la choralogie, une discipline jeune, qui se veut interdisciplinaire à l'instar de l'écologie, vise à unifier les praticiens et les scientifiques traitant des systèmes urbains, périurbains et ruraux, de sorte à faire

converger leurs visions sur l'utilisation de l'espace géographique (GRIEPE, 2015). Il est, en effet, crucial à ce que les spécialistes qui s'occupent de ces zones possèdent une vision d'ensemble uniforme afin de répondre de la meilleure manière qu'il soit aux besoins de l'homme, de la société qui y est associée, mais également de la nature (Bogaert, 2015 ; Preux, 2018).

Dans l'attente que des méthodes appropriées, des théorèmes et des paradigmes propres à la chorologie soient développés, elle devrait avancer principalement, dans un premier temps, avec les disciplines qui existent déjà telles que la gestion de l'environnement, l'écologie du paysage, l'architecture du paysage ou l'urbanisme (Figure 2.16). Une utilisation durable des domaines susmentionnés ainsi que les valeurs et services concomitants de la production de la biomasse, de la prévention de l'érosion, de la régulation du climat, du patrimoine culturel ou de la beauté des paysages qui peuvent être de nature divergente sont indispensables en considérant l'espace géographique comme ressource limitée (Bogaert et al., 2015).

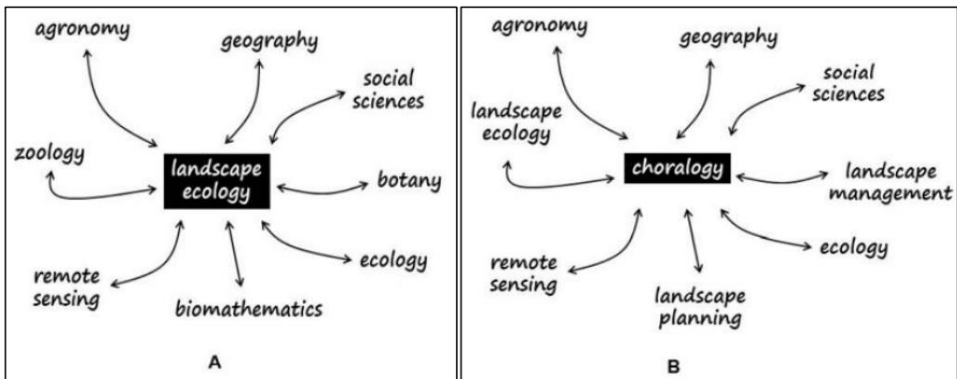


Figure 2.16 : L'écologie du paysage et la chorologie (Bogaert et al., 2015). (A) L'écologie du paysage a été considérée comme l'intégration ou une synthèse d'autres disciplines, sans concepts appropriés dans un premier temps. L'écologie du paysage (comme nouvelle discipline) a repris les concepts existants et par leur application à l'échelle du paysage, les disciplines de départ ont été influencées. (B) L'écologie du paysage est de nos jours une discipline qualifiée de mature partageant toujours des concepts avec les autres branches, mais aussi caractérisée par des concepts appropriés. Maintenant, Elle contribue à la discipline de la chorologie, la science qui étudie la ressource limitée appelée espace géographique. La figure A est adaptée de Wiens (1999).

La chorologie met en avant le caractère à la fois limité et non-renouvelable de la ressource qu'est l'espace. Ainsi, à l'instar de toutes les autres ressources naturelles surexploitées et menacées de disparition, l'hypothèse centrale de cette nouvelle discipline est complétée par l'importance de gérer cette ressource de manière parcimonieuse (Preux, 2018). C'est ainsi que l'on pourrait comprendre les démarches de l'écologie du paysage qui cherche à maintenir un espace suffisant et optimal afin de garantir la cohabitation des sociétés humaines avec la nature ainsi que les services écosystémiques réduits (Costanza, et al. 1997 ; Bogaert, et al., 2014). En effet, l'homme consomme et utilise irrémédiablement de l'espace notamment à des fins d'urbanisation et de développement agricole. Toutefois, la consommation d'espace en

elle-même n'est pas le problème, c'est surtout le « gaspillage » grandissant de l'espace par les activités anthropiques qui devient problématique (Kyvelou, 1999 ; Preux, 2018).

D'autres auteurs parlent d'utilisation sous-optimale de l'espace plutôt que de « gaspillage » de cette ressource (Preux 2018 ; André et al., 2018). Selon André et al., (2018), le terme d'utilisation sous-optimale de l'espace désigne une consommation non-durable de cette ressource par les sociétés humaines. Ainsi, une utilisation trop importante d'une superficie terrestre pour une fonction qui nécessite une superficie moindre en réalité correspond à un espace utilisé de manière non optimale (André, et al., 2018). Donc, afin d'assurer la gestion durable des écosystèmes végétalisés et des paysages, il faut faire appel inéluctablement à une approche chorologique du fait de la vitesse à laquelle l'homme consomme l'espace et de lourdes conséquences en matière de déforestation, de surexploitation et de désertification qui s'en suivent (Bogaert et al., 2015 ; Tchékoté et Ngouanet, 2015). C'est dans ce contexte qu'à travers cette recherche doctorale, nous faisons appel à l'analyse chorologique pour une gestion durable des ressources végétalisées d'Haïti qui ne cesse de s'amenuiser sous l'effet de l'urbanisation et du développement agricoles (chapitre 3 à 7).

2.3. Forêts et déforestation

2.3.1. Forêt : notions et concepts clefs

La définition du terme « forêt » est complexe et sujette à controverse. Elle s'adapte d'un pays à l'autre en s'attelant aux intérêts économiques, aux enjeux environnementaux et aux situations locales (Cabala, 2017). La vision d'une forêt concerne son caractère ancien ou non, le dehors et le dedans, voire ses marges. Elle doit tenir compte de la surface, de la hauteur des arbres, de la densité et du taux de recouvrement du sol, mais aussi du contexte biogéographique (Gillet et al., 2016). Les botanistes définissent une forêt comme étant une formation végétale, caractérisée par l'importance de la strate arborée, mais qui comporte aussi des arbustes, des grimpantes, des plantes basses et des épiphytes. Les écologistes considèrent la forêt comme étant un écosystème riche et complexe, offrant de nombreux habitats à de nombreuses espèces et populations végétales, animales, microbiennes et fongiques entretenant entre elles, pour la plupart, des relations d'interdépendance (Rautner et al., 2013).

La FAO (2007) opte pour cette définition appliquée auprès de ses experts qui interviennent dans le secteur des forêts dans le monde et en Haïti. Elle présente la forêt comme des « terres occupant une superficie de plus de 0,5 hectare avec des arbres atteignant une hauteur supérieure à 5 mètres et un couvert arboré de plus de 10 pour cent, ou avec des arbres capables d'atteindre ces seuils *in situ*. Sont exclues les terres à vocation agricole ou urbaine prédominante » (FAO, 2007).

Par ailleurs on distingue des forêts, d'autres terres boisées qui sont considérée selon la FAO (2010) comme étant des « terres n'entrant pas dans la catégorie "forêt" couvrant une superficie de plus de 0,5 hectare avec des arbres atteignant une hauteur supérieure à cinq mètres et un couvert arboré de 5 à 10%, ou des arbres capables d'atteindre ces seuils *in situ*, ou un couvert mixte d'arbustes, arbrisseaux et d'arbres supérieur à 10%. Sont exclues les terres à vocation agricole ou urbaine prédominante ». Quant aux plantations forestières, ce sont des peuplements forestiers

établis par plantation et/ou semis par un processus de boisement ou de reboisement (FAO, 2010).

À l'aide de ces définitions, il est permis de constater qu'il y a consensus pour exclure de la définition de forêt, les terres forestières affectées à d'autres usages ou les végétations d'origine agricole (Cabala, 2017). Il y a aussi consensus pour considérer les forêts comme un bloc d'arbres s'étalant sur une certaine superficie et d'une certaine taille (Schmitz, 1962 ; Malaisse et al., 1972 ; Malaisse, 1973, 1979 ; Hosonuma et al., 2012). Ainsi, pour les besoins spécifiques de cette étude (Chapitre 5-7), nous considérons la forêt comme un bloc d'arbres s'étalant sur une superficie d'au moins 0,5 hectare, de plus de 3 mètres de haut et dont l'usage est compatible avec la préservation des biens et services écosystémiques (Malaisse, 1973, Malaisse et Anastasiou, 1977 ; Malaisse, 1997 ; FAO, 2007, 2008 et 2010, Cabala, 2017).

2.3.2. Dégradation et déforestation : concepts, causes

La notion de déforestation aurait bénéficié des contributions et des commentaires de plusieurs experts (FAO, 2007, 2010). Toutes ces définitions sont difficilement utilisables dans le cadre de notre étude, bien qu'elles soient plus pertinentes les unes que les autres (Cabala, 2017). Pour rester ainsi en conformité avec les définitions proposées par plusieurs experts et avec notre approche sur la forêt, la déforestation est pour cela considéré, de façon simple, comme le passage de « forêts » à une autre occupation de sol (pâturages, terres cultivées) sur une surface d'au moins un demi-hectare, provoqué par l'homme (UN-REDD, 2012a, b, MECNT, 2012). Nous pourrions également tenir compte de la définition de la FAO (2000) considérant la déforestation comme étant « *la conversion de la forêt pour une utilisation différente occupation du terrain ou la réduction à long terme de la canopée arboricole en dessous du seuil minimum de 10%* ». La déforestation résulte d'un processus qui passe par différentes étapes successives, donc elle n'arrive pas subitement. Ainsi, la déforestation nette et visible à partir de l'imagerie satellitaire est précédée généralement par la dégradation (Kamungandu, 2009).

Les causes principales de la déforestation sont le plus souvent liées directement ou indirectement aux activités anthropiques (Lambin et al., 2003 ; Bogaert et al., 2008). Les causes directes sont peut-être les facteurs les plus immédiats qui impactent le couvert forestier directement. En termes d'échelle, les causes directes sont le plus souvent observées au niveau local (Rakotondrasoa, 2012) et consistent en l'exploitation du bois d'œuvre, l'expansion de l'agriculture et l'extension des infrastructures (Kanninen et al., 2007 ; Gillet et al., 2016). Par contre, les causes sous-jacentes de la déforestation (ou processus sociaux) sont définies comme les forces fondamentales qui soutiennent les causes directes de la déforestation. Elles peuvent être considérées comme des associations de variables politiques, sociales, culturelles et technologiques qui constituent les conditions initiales dans les relations humain-environnement (Hosonuma et al., 2012 ; Rautner et al. 2013 ; Gillet et al., 2016). En termes d'échelle, les causes sous-jacentes peuvent opérer à une échelle locale directement ou au niveau national voir global indirectement (Geist et Lambin, 2001 ; Rakotondrasoa, 2012).

La déforestation résulte donc des processus complexes et il est impossible, dans la plupart des cas, d'isoler une cause unique (Walker, 1987, Bamba, 2010). Les facteurs qui influencent la déforestation sont différents d'un continent à un autre et se

distinguent selon le lieu ou la région où des activités de l'homme occasionnent ce changement (Murali et Hedge, 1997 ; Rudel et Roper, 1997).

L'un des impacts les plus importants de la déforestation et de la dégradation des forêts a été la modification d'un grand nombre de paysages forestiers tropicaux tout en les remplaçant par une autre utilisation du sol (Lambin et al., 2003 ; Bogaert et al., 2008). Cet impact se manifeste par la diminution et la fragmentation de la surface forestière modifiant ainsi la structure spatiale du paysage initial (Bamba, 2010). Le processus de fragmentation de forêt dû aux activités humaines a été identifié comme le facteur le plus important contribuant au déclin et à la modification du paysage (Groves, 1998 ; Rakotondrasoa, 2012). De façon générale, la fragmentation se définit comme étant une diminution de la surface totale d'un habitat continue et son éclatement en fragments, ou par une rupture de continuité plus simplement (Burel et Baudry, 2003).

Toutes ces définitions impliquent l'existence de quatre effets dans le processus de fragmentation de l'habitat (Fahrig, 2003 ; Bamba, 2010) :

- la perte d'habitats,
- l'augmentation du nombre de taches,
- la diminution de la taille des taches,
- l'augmentation de l'isolement des taches.

La fragmentation des habitats est un processus dynamique dont les effets varient selon les échelles spatiales, les espèces, les types de paysages, les régions géographiques (Harrison et Bruna 1999 ; Bamba, 2010 ; Cabala, 2017). Dans le cadre de cette recherche doctorale, l'augmentation du nombre de taches suivie de la diminution de la taille des taches ont été développées à travers les chapitres 3 à 7.

Quant à la dégradation des forêts, il existe plusieurs définitions liées à la couverture de la canopée, aux stocks de carbone, à la fonction écologique ou à d'autres attributs des forêts (Penman et al., 2003). Cependant, nous considérons dans ce document la définition de la FAO qui considère la dégradation forestière comme étant des changements au sein des catégories forestières (exemple d'une forêt dense à une forêt claire), qui affectent négativement le site ou peuplement en abaissant la capacité de production en particulier (FAO, 2000). Elle se réfère donc à la réduction de la capacité de production des biens et des services d'une forêt (OIBT, 2002). La capacité comprend à la fois le maintien de la structure et des fonctions écosystémiques (OIBT, 2005). En ce sens, une forêt dégradée ne fournit donc qu'une quantité limitée de biens et des services et présente une diversité biologique modifiée, avec notamment un appauvrissement de la diversité originelle. Généralement, la dégradation est causée par des perturbations dont l'ampleur, la sévérité, la qualité, l'origine et la fréquence sont variables (FAO, 2006 ; Schoene et al. 2007). La fragmentation et la dégradation des habitats causées notamment par le déboisement des forêts constituent la principale menace sur la biodiversité. La fragmentation des habitats a été reconnue comme un aspect de la dégradation des forêts, car elle dérive en grande partie des mêmes facteurs (Simula, 2009). En résumé, la déforestation se distingue de la dégradation du fait qu'en cas de dégradation la « forêt » reste « forêt » mais perd de ses fonctions naturelles ou de ses fonctions écosystémiques (FAO, 2007 ; Mangion, 2010) desquelles l'homme tire certains bénéfices (Costanza et al., 1997 ; Fisher et al., 2009 ; Escobedo et al., 2011 ; De Groot et al., 2012).

Ces dernières années, beaucoup d'attentions se sont portées sur l'importance du maintien des services écosystémiques utilisés par l'homme afin de faire face au changement global. Ainsi, les chercheurs ont développé plusieurs systèmes de classification et d'évaluation de ces services (Costanza et al., 1997 ; De Groot et al., 2002 ; Millenium Ecosystem Assessment, 2005). Trente-deux (32) services écosystémiques ont été répertoriés par De Groot et al. (2002) parmi lesquels plusieurs sont indirectement utilisés par les humains, mais sont nécessaires au maintien des écosystèmes. Quant à Costanza et al. (1997), ils ont identifié 17 services écosystémiques. Pour leur part, les experts du *Millenium Ecosystem Assessment* (2005) a classé les services écosystémiques en quatre catégories : les services de régulation, d'approvisionnement, de support (ou d'appui) et les services culturels (Figure 2.17).



Figure 2.17 : Les quatre catégories de services écosystémiques et leurs exemples associés. Les produits directement issus des écosystèmes sont inclus dans les services d'approvisionnement tels que la nourriture, le bois, les ressources génétiques et l'eau. Les services de régulation maintiennent les fonctions comme la qualité de l'eau et de l'air, le traitement des déchets ou le contrôle des événements climatiques extrêmes.

Quant aux services de support ; ils permettent l'existence des autres services en fournissant les milieux de vie des organismes (par exemple la formation des sols, la photosynthèse et les flux d'énergie). Enfin, les services culturels, incluent les bénéfices socio-écologiques et non-matériels que la population obtient grâce au contact avec l'environnement, comme des bénéfices esthétiques, récréatifs, spirituels et éducatifs (Millenium Ecosystem Assessment, 2005).

Costanza et al. (1997) ont estimé à 33,268 x 109 millions de dollars par an, la valeur globale des services écosystémiques, quoique cette évaluation varie de manière significative avec les différents systèmes culturels (Xie et al., 2010 ; Zang et al., 2011) et que dans les décennies à venir la dégradation des services écosystémiques soit

susceptible de continuer (Millenium Ecosystem Assessment, 2005 ; Costanza et al., 2014). En effet, sous l'influence des activités anthropiques, la dynamique d'occupation du sol entraîne une réduction de la valeur des services écosystémiques à l'échelle locale, voire régionale (Huang et al., 2011 ; Wu, 2013 ; Wu et al., 2013 ; Song et Deng, 2017) et globale (Costanza et al., 2014). Dans cette recherche doctorale, il a été question d'étudier la dynamique spatiale de l'anthropisation des écosystèmes forestiers en Haïti et d'analyser globalement leurs impacts sur le fonctionnement des écosystèmes forestiers d'Haïti. Les processus de dissection, de fragmentation de forêt dus aux activités humaines sont aussi des formes de dégradation forestière et de déforestation qui ont été ainsi étudiées dans le cadre de cette thèse de même que leur impact sur les fonctions écologiques des écosystèmes naturels.

2.3.3. Aires protégées, des espaces pour préserver les écosystèmes forestiers

Les « aires protégées » sont considérées par l'UICN (Union Internationale pour la Conservation de la Nature) comme étant : « *un espace géographique clairement défini, reconnu, consacré et géré, par tout moyen efficace, juridique ou autres, afin d'assurer à long terme la conservation de la nature ainsi que les services écosystémiques et les valeurs culturelles qui lui sont associés* » (Dudley, 2008 ; Borrini-feyerabend et al., 2014 ; UNEP-WCMC, 2018). Les aires protégées trouvent leurs origines au XIX^{ème} siècle, bien que depuis des millénaires, le concept de restrictions des usages d'espaces naturels existait déjà (par exemple les lieux sacrés, les réserves de chasse) (Watson et al., 2014). La première aire protégée est créée par la signature du « Yosemite Grant Act », en 1864, aux Etats-Unis. Elle sera suivie par la création du premier Parc National au Yellowstone quelques années plus tard (Phillips, 2004). Après une timide vulgarisation, à partir des années 1950, les aires réservées sont multipliées sur l'ensemble du globe pour atteindre un nombre de 245 133 aires protégées enregistrées dans le monde aujourd'hui (Figure 2.18 ; UNEPWCMC et al., 2020). Elles sont présentes dans tous les pays du monde de nos jours tout en couvrant 7,4% des surfaces marines et 15,2% des surfaces continentales (UNEP-WCMC et al., 2020).

Bien qu'elles puissent être rassemblées en un concept commun, les aires protégées sont pour autant hétérogènes du fait notamment de l'ambition de leurs objectifs de protection. Cette diversité d'ambitions de conservation est consignée dans la WDPA sous le nom de « Catégorie de gestion » (UNEP-WCMC et IUCN, 2020). Il contient sept catégories d'aires protégées allant d'une « réserve naturelle intégrale » à une « aire protégée avec utilisation durable des ressources naturelles » (Tableau 2.3). Les catégories d'aires protégées les plus fréquentes sont : zone de nature sauvage, réserve naturelle, parc national. D'autres concepts sont aussi utilisés pour les désigner, notamment les aires du patrimoine, forêts classées, zone de conservation communautaire, etc. Cette diversité d'appellation se justifie par le fait que la conservation varie en fonction de la situation en présence (UICN, 2012 ; Borrini-feyerabend et al., 2014).

Tableau 2.3 – Catégories de gestion des aires protégées présentes dans la « World Database on Protected Areas » (WDPA) sous le nom de « IUCN category » (UNEP-WCMC et IUCN, 2020).

Catégorie de gestion	Description	Objectifs de gestion
Ia	Réserve naturelle intégrale	Science
Ib	Zone de nature sauvage	Protection des régions sauvages
II	Parc National	Protection de l'écosystème et loisirs.
III	Monument ou élément naturel	Préservation d'éléments naturels spécifiques
IV	Aire de gestion des habitats / des espèces	Conservation avec intervention au niveau de la gestion
V	Paysage terrestre ou marin protégé	Conservation des paysages terrestres ou marins et loisirs
VI	Aire protégée avec utilisation durable des ressources naturelles	Utilisation durable des écosystèmes naturels

Dans le cadre de cette recherche doctorale, nous avons travaillé sur des parcs nationaux (Chapitres 6 et 7). Un parc national se définit comme étant de « *vastes aires quasi-naturelles ou naturelles mises en réserve pour protéger des processus écologiques de grande échelle, ainsi que les écosystèmes caractéristiques d'une région, et les espèces qui fournissent aussi des opportunités de visites de nature spirituelle, éducative, scientifique, et récréative, dans le respect de l'environnement et de la culture des communautés locales* » (UNEP-WCMC, 2007 ; Woodley, 2018).

Dans le cadre de la stratégie mondiale de la biodiversité (1994), il a été proposé d'identifier les priorités nationales permettant de renforcer les aires protégées et d'améliorer leur rôle dans la conservation de la biodiversité (Pierre, 2019). Ainsi, avec le temps, les aires protégées, sont considérées comme étant la pierre angulaire de la conservation *in situ* et sont devenues les constituants de base des stratégies de conservation à l'échelle nationale et internationale (CDB, 2004 ; UICN, 2012). C'est ainsi que la superficie allouée à la protection est passée de 2 400 000 km² en 1962 (l'année de la première édition de la « Liste des Nations Unies ») à 46 414 431 km² en 2018 (Deguignet et al., 2014 ; UNEP-WCMC, 2018 ; Pierre, 2019). Cependant, elles sont nombreuses les aires protégées qui ne sont pas représentatives de tous les écosystèmes et ne bénéficient point d'une gestion effective (CBD, 2004).

Bien qu'elles ne soient pas le seul mécanisme de sauvegarde de la biodiversité, les aires protégées sont considérées comme le principal outil pour conserver la biodiversité (Watson et al., 2014 ; Maxwell et al., 2020). Les aires protégées aident à apporter et à maintenir plus de stabilité que les espaces non réglementés (Ouedraogo et al., 2010 ; Stolton et Dudley, 2018). Les aires protégées assurent entre autres : le stockage du matériel génétique, le développement durable, la diversité biologique, la fourniture de services essentiels au bien-être humain (CDB, 2004). Elles interviennent particulièrement dans le maintien des fonctions et des processus écologiques essentiels à toute stratégie de développement durable (MDDEP, 2011 ; Bertzky et al.,

2018 ; Feary et al., 2018). En effet, le partage juste et équitable des avantages résultant de l'utilisation des ressources génétiques, l'utilisation durable de la diversité biologique et la conservation *in situ* dépendent du bon maintien d'un habitat naturel suffisant (CDB, 2004). C'est ainsi qu'il a été reconnu que les aires protégées constituent l'un des éléments indispensables des stratégies nationales et mondiales en matière de préservation de la diversité biologique (CDB, 2004 ; Bertzky et al., 2018). Elles offrent donc toute une série de biens et de services écologiques en préservant les ressources naturelles et culturelles dans le même temps. Elles peuvent contribuer à l'atténuation de la pauvreté en fournissant des moyens de subsistance aux personnes vivant dans et aux alentours de ces aires et des possibilités d'emploi rémunératrices (CDB, 2004 ; Feary et al., 2018).

Aussi répandues et diversifiées que soient les aires protégées, elles ne sont un outil pertinent que si elles sont efficaces dans leur objectif global qui consiste à « atteindre la conservation à long terme de la nature » (Figure 2.19 ; Victor, 2020). Cette nécessité d'efficacité a notamment été soulignée dans le cadre de la Convention pour la Diversité Biologique par le biais des objectifs d'Aichi en 2010. Au niveau du 11^{ème} objectif d'Aichi, il a été fixé l'ambition d'augmenter la surface d'aires protégées à 17% de la surface continentale en 2020 (SCBD, 2010), mais aussi de les gérer efficacement et équitablement et de les localiser de façon stratégique afin de couvrir « les zones qui sont particulièrement importantes pour la diversité biologique et les services fournis par les écosystèmes » et de former un réseau « écologiquement représentatif » avec des aires protégées « bien reliées » pour permettre l'échange d'individus (SCBD, 2010).

Toutefois, la plupart des aires protégées sont sujettes à divers conflits entre les populations riveraines, notamment dans les pays du Sud. Ainsi, elles sont confrontées à de sérieux problèmes fonciers, de prise en compte des besoins des communautés locales, d'accès aux ressources naturelles, d'équité et d'exclusivité. Par conséquent, la conservation et à la gestion efficace des aires protégées deviennent de plus en plus fragiles (CDB, 2004 ; Colin de Verdière et al., 2017). D'autant plus, la croissance démographique directement liée à l'augmentation de la demande de services contribue à faire croître les pressions anthropiques sur les aires protégées (UNEP, 2013 ; Worboys, 2018). Certaines aires protégées sont également en proie à d'énormes difficultés financières croissantes du fait du manque de soutien financier alloué à la conservation et la gestion des aires protégées (CDB, 2004 ; UICN, 2000). Les aires protégées sont également touchées par le défi du changement global dont est marqué le 21^e siècle, entre autres les feux de forêts (IPCC, 2013 ; Worboys, 2018). Inévitablement, cela conduit à une protection non-adaptée de la biodiversité comprise dans ces aires, notamment celles qui sont démunies d'un plan de gestion de façon effective (Crawhall, 2018 ; Worboys, 2018). Les parcs nationaux du Sud d'Haïti étudiée dans le cadre de cette recherche doctorale font partie des quatre aires protégées d'Haïti dotées d'un plan de gestion par ailleurs peu appliqué (PNUE et al., 2010). C'est ainsi que cette recherche doctorale a cartographié et quantifié, dans les chapitres 6 et 7, la dynamique paysagère de trois parcs nationaux dans le Sud d'Haïti en vue des propositions d'un plan de gestion et d'aménagement durable de ces parcs soutenu par des mesures de développement socio-économique locale.

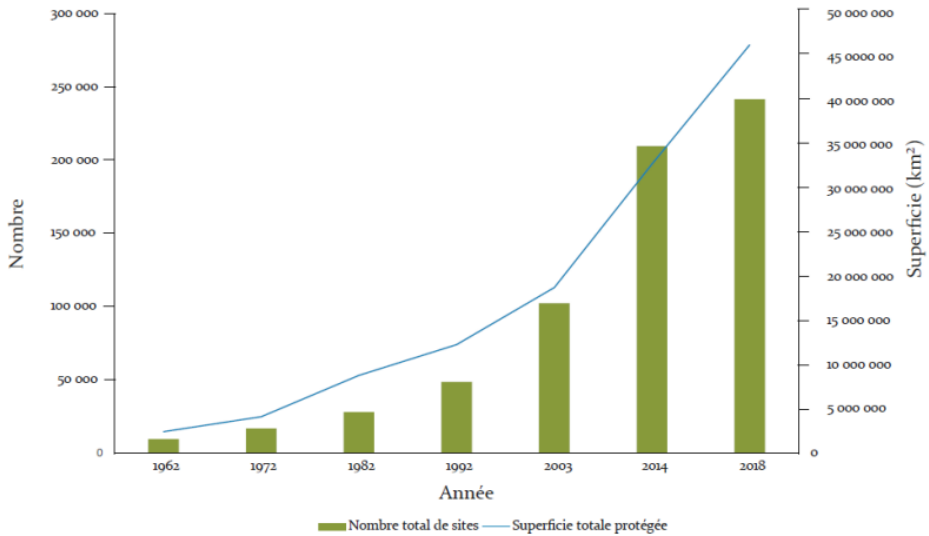


Figure 2.18 : Evolution du réseau d'aires protégées mondial (Aubertin et Rodary, 2008 ; UNEP-WCMC, 2018).

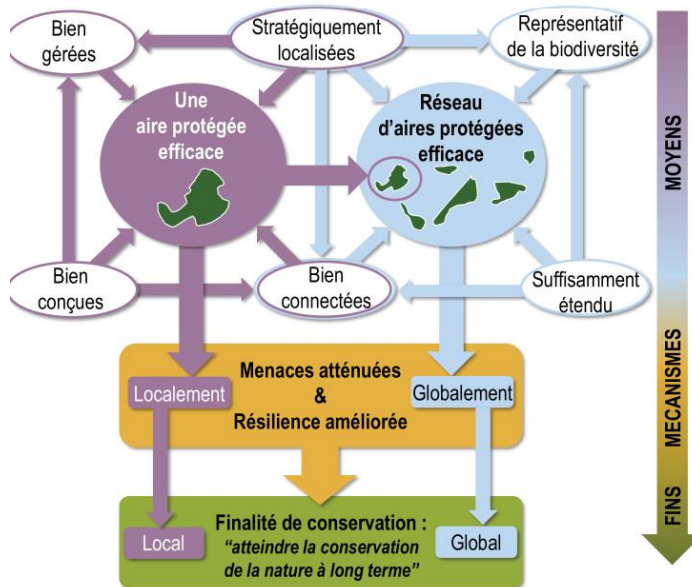


Figure 2.19 – Différentes facettes de la mesure de l'efficacité des aires protégées, des moyens aux mécanismes et aux fins. Les flèches indiquent la direction des effets entre éléments (par exemple, une localisation stratégique impacte la représentativité) (Victor, 2020).

Chapitre 3

Matériels et méthodes

3.1. Matériels et méthodes

3.1.1. Images satellitaires « Landsat » et données auxiliaires

Les différentes analyses pour cette recherche doctorale proviennent de l'exploitation des scènes de l'imagerie Landsat (LANDscape SATellite) qui ont été acquises entre 1973 et 2021 en saison sèches de décembre à février (Tableau 3.1). Cela permet d'éviter au maximum les brumes et nuages qui entacheraient la qualité des images satellitaires et également de minimiser les variations dans la phénologie de la végétation. La disponibilité, la gratuité, la qualité, la saturation nuageuse et la résolution ont été parmi les critères de choix d'images pour la réalisation de ce travail (Gonsamo et Pellikka, 2009 ; Mama et al., 2013).

3.1.2. Prétraitement des images

3.1.3. Corrections géométriques et rehaussements des images satellitaires

Les opérations de prétraitement ou rectification ou restauration d'image, servent à corriger les déformations géométriques et radiométriques des capteurs et des plateformes spécifiques (Bonn et Rochon, 1992). Les images ont été géoréférencées dans le référentiel Universel Transverse Mercator (UTM/Zone 18N pour les sites au Sud d'Haïti, UTM/Zone 19N pour les sites situés au Nord, WGS-84) afin d'assurer que chaque élément permanent soit exactement au même endroit dans toutes les images (Coppin et al., 2004). Un total d'au moins 30 points de contrôle par zone d'étude au sol est examiné et comparé dans toutes les images du site d'étude concerné. Ces points incluent le lit de cours d'eau permanents, des intersections de routes, de grands bâtiments. Après une rectification, la précision géométrique du calage entre les deux scènes était finalement inférieure à 1 pixel, le minimum requis afin d'assurer l'efficacité de l'analyse des changements (Mas, 2000). La correction radiométrique a été réalisée à travers des méthodes de régression linéaire basées sur des invariants radiométriques (Song et al., 2001 ; Barima et al., 2009). Sur les différentes images, les points de repère radiométriques caractérisés par une réflectance invariante ont été identifiés et les coefficients de la transformation ont été déterminés en utilisant les statistiques de ces points (Helder et al., 1997 ; Barima, 2009).

Tableau 3.1 : Scènes Landsat impliquées dans la couverture de différentes zones d'études : les rangées et colonnes (Patch/row), les bandes spectrales et la résolution spatiale (pixel) (NASA, 2011, 2013). Les capteurs sont: TM (*Thematic Mapper*), ETM+ (*Enhanced Thematic Mapper plus*), OLI (*Operational Land Imager*). PIR : Proche infrarouge ; TIRS : *Thermal Infrared Sensor* ; IRT : Infrarouge thermique ; Pan. : Panchromatique

Sensor	Dates	Path-Row	Bandes spectrales	Longueur d'onde	Spatial Resolution (m)
Landsat MSS	28/12/1973	009-047	Bleu	0,450-0,515	30
	30/01/1984	009-046	Vert	0,525-0,605	30
	6/12/1986	008-047	Rouge	0,630-0,690	30
	13/12/1986	009-047	PIR	0,775-0,900	30
Landsat TM	15/01/1985	010-047	Bleu	0,450-0,515	30
	20/01/1986	009-047	Vert	0,525-0,605	30
	24/02/1986	009-046	Rouge	0,630-0,690	30
	14/12/1998	009-047	PIR	0,775-0,900	30
	23/12/1998	009-046	IRCLO1	1,550-1,750	30
	20/01/1998	010-047			60/120
	01/01/1999	008-047			30
	08/01/1999	009-047			15
	22/01/2010	008-047			
	29/01/2010	009-047			
Landsat ETM	18/01/2003	009-046	Bleu	0,450-0,515	30
			Vert	0,525-0,605	30
			Rouge	0,630-0,690	30
			PIR	0,775-0,900	30
			IRCLO1	1,550-1,750	30
			IRT	10,40-12,50	60/120
			IRCLO2	2,090-2,35	30
			Pan	0,520-0,900	15
Landsat OLI	02/02/ 2017	009-046	Côtier/aérosol	0,433-0,453	30
	18/12/2017	010-047	Bleu	0,450-0,515	30
	08/03/2018	009-047	Vert	0,525-0,600	30
	08/08/2018	009-047	Rouge	0,630-0,680	30
	01/12/2019	009-046	PIR	0,845-0,885	30
	4/01/ 2021	008-047	IRCLO	1,560-1,660	30
	27/01/2021	009-047	IRCLO	2,100-2,300	30
			Pan	0,500-0,680	15
			Cirrus	1,360-1,390	30
			IRT	10,30-11,30	100
		IRT	11,50-12,50	100	

3.1.4. Le mosaïquage

Une mosaïque est définie comme étant l'assemblage de parties d'images ou d'images contiguës et prétraitées pour être raccordables radiométriquement et géométriquement (Leruth, 2000 ; Cabala, 2017). Cette pratique s'effectue nécessairement lorsque l'étendue de la zone d'étude dépasse le champ d'une image de télédétection ou d'une photographie aérienne. Cette recherche a nécessité le recours de cette pratique afin de couvrir toute la zone d'étude de l'agglomération de Port-au-Prince qui s'est étalée en partie sur deux scènes Landsat.

Les photographies aériennes, tout comme les images de télédétection voisines présentent entre elles des chevauchement ou bandes de recouvrement de sorte que l'assemblage conduisant à la mosaïque s'effectue par superpositions partielles des images (Cabala, 2017). Trois étapes sont essentielles à la réalisation d'une mosaïque dans la plupart des cas : la correction géométrique des images à assembler, l'égalisation des radiométries entre images voisines ; l'assemblage des images suivant la meilleure ligne de raccord (Girard et Girard, 1989, 2010 ; Leruth, 2000 ; Ouattara et al., 2012). D'autant plus, il s'agit de contrôler ses principaux critères de qualité lorsque la mosaïque est assemblée à savoir sa radiométrie et sa géométrie (Girard et Girard, 1989, 2010).

Un mosaïque Landsat homogène est obtenue en fonction des différentes étapes qui suivent : (i) le téléchargement des images satellites ; (ii) la fusion des images (Landsat-8) ; (iii) le rehaussement des images individuelles ; (iiii) le découpage des zones utilisables ; (iiiii) la création de la mosaïque et (iiiii) la création de l'index des images utilisées (Leruth, 2000 ; Lebœuf et al., 2015). Il est à signaler que les teintes et les couleurs sont toujours à peu près les mêmes dans un composé coloré choisi pour les mosaïques. Le terme teinte est employé ici afin de définir une nuance de couleur. Toutefois, pour décrire les différentes nuances que sont le violet, le bleu et le vert, pour ne citer que cela, le mot couleur est le terme qui est le plus souvent retenu dans le langage populaire. Le classement des teintes se fait toujours dans un ordre bien précis et correspond à leurs propriétés physiques. Leurs dominances varient toutefois en fonction des milieux (forêt, sol nu, bâti, etc.), des dates d'acquisition des images (pluvieuse, sèche) et des conditions atmosphériques lors du captage (Robin, 1995, 2002 ; Cabala, 2017). Une forte réflectance du proche infrarouge correspond aux zones où il y a présence de végétation, car le proche infrarouge présente une sensibilité à la structure des végétaux ce qui permet de bien distinguer les zones agricoles des zones forestières par exemple (Caloz et Collet, 2001).

3.1.5. Données de terrain

Une mission de prospection a été d'abord réalisée entre janvier et mars 2018 sur les différents sites qui ont été retenus pour la réalisation de cette recherche doctorale à l'exception de la ville du Cap Haïtien qui a été étudiée depuis 2017. Par la suite, cinq missions de terrains ont été également effectuées afin d'identifier et de géoréférencer les différentes classes d'occupation du sol : en décembre 2018 au niveau du PNN-FP2 ; en août et en septembre 2019 au niveau du PNN-FP2, du PNN-M et du PNN-L ; en octobre 2019 au niveau de la Commune de Vallières.

Les différentes classes d'occupation de sol ont été définies en fonction de la réalité de la zone d'étude. Les zones urbaines ne présentent pas forcément les mêmes classes

d'occupation de sol que les zones en milieu rural et forestier. Pour chaque classe, les coordonnées géographiques du milieu, la formation naturelle identifiée, la formation anthropique et le nom du site ont été enregistrés. Les placettes (sous forme de tracés ou de points) ont été enregistrées dans un récepteur GPS Garmin (66 s). Le nombre de placettes récoltées était fonction de l'accessibilité et de la représentativité du type d'occupation du sol (Cabala, 2017). Les placettes recueillies ont été reproduites pour la plupart sur *Google Earth* d'abord pour une vérification à haute résolution avant la réalisation des classifications. En marge de la collecte des placettes, des petites enquêtes ont été aussi nécessaires pour s'assurer de l'existence temporelle de divers écosystèmes. Un appareil photo a été utilisé pour la capture d'image sur les différentes classes d'occupation de sol. Pour les déplacements, des voitures (4 X 4) ont permis d'assurer le déplacement jusqu'au niveau des parcs qui se trouvent dans des milieux très éloignés des villes où les conditions des routes sont difficiles. Une motocyclette a été utilisée pour la collecte des données au sein des zones urbaines et forestières.

3.1.6. Sélection des zones d'entraînement

L'identification des zones d'entraînement homogènes et inchangées a été réalisée sur la base d'une interprétation visuelle des images en composition colorée appuyée aux enquêtes de terrain, aux entretiens, aux connaissances locales et à l'expérience du milieu d'étude (Barima *et al.*, 2009 ; Useni *et al.*, 2017b). Les essais de classification non supervisés et les images *Google Earth* ont été également utilisées pour appuyer le choix des zones d'entraînement (Sambieni *et al.*, 2020 ; Cabala ; 2017).

Une attention particulière a été portée aux changements dus aux différences temporelles surtout pour les images les plus anciennes lors de ces opérations de saisie des zones d'entraînement (Useni, 2017). Ainsi, seuls les groupes de pixels inchangés ont été prioritairement sélectionnés afin de s'assurer d'un contenu équivalent des classes d'occupation du sol des dates les plus récentes par rapport aux plus anciennes. Une visualisation par un outil du logiciel ENVI4.5 « *link display* » a été également nécessaire dans le cadre de cette opération. En effet, cet outil permet de visualiser un même objet sur toutes les images concernées et à la même place. Ainsi, la sélection des zones d'entraînement a été faite à l'intérieur des placettes et autour du point GPS pour éviter la confusion.

3.1.7. Validation des classifications supervisées

Après le géoréférencement et le re-échantillonnage des compositions colorées des images satellitaires des sites d'étude ont été réalisées. Il s'en est suivi une classification non supervisée sur la base de laquelle une interprétation visuelle et l'identification des zones d'entraînement ont été réalisées grâce aux enquêtes de terrain, aux entretiens, aux connaissances locales et à l'expérience du milieu d'étude (Barima *et al.*, 2009 ; Useni *et al.*, 2017). Par la suite, la classification supervisée, par maximum de vraisemblance, a été retenue afin de produire des fichiers matriciels classifiés (Havyarimana, 2015).

A l'issue de la classification supervisée, il est obligatoire d'en valider les résultats (Foody, 2002). Cette validation s'est faite avec des placettes (sous forme de points ou de tracées) prises à l'aide d'un GPS Garmin (66 s) pour tous les sites d'étude concernés. Ces placettes sont différentes de celles ayant été utilisées pour la sélection des zones d'entraînement. En effet, lors des missions de terrain, les différentes

placettes géoréférencées ont été divisées en deux parties : une partie servant à la classification des images et une autre a servi à la validation de ces classifications. Des comparaisons ont été effectuées, pour valider les classifications supervisées, entre les zones d'entraînement de départ et les nouvelles zones de validation dans lesquelles les statistiques des pixels bien classés ont été vérifiées.

Des matrices de confusion, confrontant les classes thématiques qui ont été obtenues par voie numérique et les données de référence du terrain, ont été créées afin de vérifier la validité des classifications (Mama *et al.*, 2013), *via* la précision globale et le coefficient de Kappa (Havyarimana, 2015). Les résultats obtenus contenus dans des matrices de confusion ont permis d'évaluer les précisions des classifications supervisées en utilisant le logarithme du maximum de vraisemblance, à partir du calcul du coefficient de Kappa et de la précision globale (Landis et Koch, 1977 ; Foody, 2002). Dans l'équation 2.1, r désigne le nombre de rangées dans la matrice de confusion, x_{ii} est le nombre d'observations dans la rangée i et la colonne i sur la diagonale, $1+x$ est le total des observations dans la rangée i et $+1 x$ représente le total des observations dans la colonne i , tandis que N est le total des observations dans la matrice (Munyemba, 2010 ; Cabala, 2017).

Equation 2.1 :

$$\hat{K} = \frac{N \sum_{i=1}^r x_{ii} - \sum_{i=1}^r (x_{i+} \times x_{+i})}{N^2 - \sum_{i=1}^r (x_{i+} \times x_{+i})}$$

La précision globale de la classification est donnée, à partir de cette matrice, par la moyenne des pourcentages des pixels correctement classés (*MPPCC*) dans l'équation 2.2.

Equation 2.2 :

$$MPPCC = \frac{\sum_{i=1}^r x_{ii}}{N} \times 100,$$

L'équation 2.3 présente comment obtenir la précision de l'utilisateur $P_u(i)$ ou le taux de pixels bien classés de la classe i . x_{ii} désigne le nombre d'observations dans la rangée i et la colonne i sur la diagonale, et $1+x$ représente le total des observations dans la rangée i .

Equation 2.4 :

$$P_u(i) = \frac{x_{ii}}{x_{1+}} \times 100,$$

La précision du réalisateur $P_r(i)$ a été déterminée par l'équation 2.5. Lorsque $P_r(i)$ présente une valeur élevée, cela signifie que les échantillons des autres classes ont peu affecté la classe. A l'inverse, un taux faible de $P_r(i)$ indique que souvent cette classe a été choisie à la place d'autres classes.

Equation 2.5 :

$$P_r(i) = \frac{x_{ii}}{x_{+i}} \times 100,$$

Selon Landis et Koch (1977), une valeur du coefficient de Kappa de 0%, entre 0-20%, entre 21-40%, entre 41-60%, entre 61- 80% et entre 81-100% indique des classifications pauvres, légères, justes, modérées, substantielles et presque parfaites respectivement. L'analyste peut modifier les classes thématiques, les zones d'entraînement ou l'algorithme jusqu'à aboutir à des résultats satisfaisants dans le cas où la classification n'a pas été correctement réalisée (Ridd et Liu, 1998 ; Lagabriele et al., 2005).

Chapitre 4

**Caractérisation de la dynamique de
l'occupation du sol dans les zones urbaines
et périurbaines de la ville du Cap-Haïtien
(Haïti), 1986 à 2017**

4.1. Référence bibliographique

Salomon, W., Useni, S.Y., Kouakou, A.T.M., Barima, Y.S.S., Kaleba, S.C, Barthelemy J-P., Bogaert, J. (2020). Caractérisation de la dynamique de l'occupation du sol en zone urbaine et périurbaine de la ville du Cap-Haïtien (Haïti) de 1986 à 2017. *Tropicultura*, 38,1, 1438. DOI: [10.25518/2295-8010.1438](https://doi.org/10.25518/2295-8010.1438)

4.2. Contextualisation

Ce chapitre examine la dynamique de l'occupation de sol au niveau de la ville du Cap-Haïtien (la deuxième ville d'Haïti) entre 1986 et 2017. Il a également présenté l'impact de l'expansion du bâti sur la végétation au niveau des différentes zones du gradient urbain-rural.

4.3. Résumé

La ville du Cap-Haïtien au nord d'Haïti, avec une population qui double tous les 20 ans, enregistre une expansion rapide du bâti associée à la régression du couvert végétal. À partir d'une interprétation des images Landsat de 1986, 2003 et 2017, la dynamique de l'occupation du sol a été mise en évidence à travers l'approche cartographique couplée aux outils d'analyse de l'écologie du paysage. Il en ressort que la surface du bâti a triplé dans la ville du Cap Haïtien au cours des trois dernières décennies au détriment des espaces agricoles et de la végétation dégradée. La surface de la végétation ligneuse a été réduite de moitié au profit des champs et de la végétation dégradée, mais aussi du bâti dans une moindre mesure. La dynamique structurale, soutenue par une importante croissance démographique en zone urbaine, périurbaine et le développement agricole en zone rurale, a été caractérisée par la création de taches des classes anthropiques (bâti, champs et végétation dégradée) par opposition à la dissection des taches de la végétation ligneuse. Nos résultats soulignent la nécessité d'élaborer urgemment un plan d'aménagement urbain durable et adéquat afin d'inverser cette tendance.

Mots-clés : urbanisation, anthropisation, gradient urbain-rural, écologie du paysage, Cap-Haïtien

4.4. Abstract

The city of Cap- Haitian in the north of Haiti, with a population that doubles every 20 years, records a rapid built-up expansion associated with the regression of its vegetation cover. Based on the interpretation of Landsat images of 1986, 2003 and 2017, land cover dynamics were evidenced through a mapping approach combined with analysis tools of landscape ecology. Data show that the built-up area in the city of Cap-Haitian increases threefold in three decades mainly at the expense of agricultural areas and degraded vegetation. The area of woody vegetation has been reduced by half in favor of agricultural areas, and degraded vegetation, but also of built-up areas to a lesser extent. Structural dynamics, supported by important population growth in the (peri)urban zone and agricultural development in the rural zone, have been characterized by the creation of anthropogenic patches (built-up, agricultural areas and degraded vegetation) as opposed to the dissection of the woody vegetation. Our results highlight the need to develop urgently a sustainable and adequate urban development plan to reverse these trends.

Keywords: urbanization, anthropization, urban-rural gradient, landscape ecology, Cap-Haitian.

4.5. Introduction

À l'échelle mondiale, le processus d'urbanisation est considéré comme une problématique majeure (Nations Unies, 2014). Suivant les projections, le taux d'urbanisation avoisinera 70% en 2050 à l'échelle globale alors qu'il a été de 54% en 2014 et 30% en 1950 (Marzluff *et al.*, 2008). Généralement, ce processus est accompagné d'une expansion rapide du bâti en raison de la combinaison de la densification des secteurs déjà bâtis et du développement des zones périurbaines (Maréchal, 2012), en entraînant une suppression de la couverture végétale dans le milieu naturel qui les accueille (Bogaert *et al.*, 2008 ; Burel et Baudry, 1999).

Le processus d'urbanisation, considéré comme quasiment à terme dans les pays développés (Turan *et al.*, 2010 ; Maréchal, 2012), est en constante progression depuis quelques décennies au niveau des pays du Sud (Bencheikroun, 1995 ; Vermeiren *et al.*, 2012 ; Useni *et al.*, 2017), où il s'opère de façon incontrôlée de manière générale. C'est le cas d'Haïti, où l'on enregistre une rapide évolution de la population urbaine qui a atteint 59% en 2015 contre 12% en 1950, et devrait avoisiner 77% en 2050 selon diverses projections (Nations Unies, 2014). Ainsi, ses principales villes connaissent une extension spatiale rapide. La ville du Cap-Haïtien ne fait pas exception à cette hypothèse. En effet, la population capoise a presque doublé en trois décennies, entre 1982 et 2015 sans aucune planification adaptée aux défis associés au développement urbain. Cette explosion démographique a entraîné une forte demande en logements qui se déversent même dans des communes limitrophes d'une part et a amplifié, d'autre part, la pression anthropique sur les ressources ligneuses et espaces agricoles particulièrement à l'interface ville-campagne (zone périurbaine).

Cet état susmentionné menace d'installer des conditions qui pourraient compromettre la prospérité de la population pour de nombreuses décennies (Davis, 2006 ; Bogaert et Halleux *et al.*, 2015). Alors, la maîtrise des modifications spatiales rapides induites par l'urbanisation est essentielle afin d'éclairer sur les conséquences écologiques (Ramachandra *et al.*, 2013 ; Useni *et al.*, 2017a). Dans cette optique, il importe de quantifier la dynamique spatio-temporelle que la ville de Cap-Haïtien a connue en se basant sur les outils d'analyse de l'écologie du paysage couplés à la cartographie numérique. La présente étude s'est fixée comme objectif de caractériser la dynamique de l'occupation du sol le long d'un gradient d'urbanisation au Cap-Haïtien. Il a été émis les hypothèses que (i) l'expansion du bâti au Cap-Haïtien serait caractérisée par un processus de périurbanisation qui est attendu de s'amplifier au fil du temps ; (ii) la dynamique paysagère est caractérisée, au fil du temps, par une importante progression à différents degrés des classes anthropiques dans toutes les zones du gradient urbain-rural du Cap-Haïtien au détriment de la végétation ligneuse.

4.6. Milieu, matériels et méthodes

4.6.1. Zone d'étude

L'étude a été menée dans la ville du Cap-Haïtien (19°42'-19°46' N et 72°10'-72°15' O) au nord de la République d'Haïti. Son climat est de type Am selon le système de la classification de Köppen-Geiger, caractérisé annuellement par des températures

moyennes de l'ordre de 25,3°C et des précipitations moyennes de 1595 mm (CNIGS, 2016). La végétation naturelle est dominée par des forêts de mangrove et de savanes arbustives (Aubé, 1999 ; CIAT, 2012 ; CIAT, 2012), actuellement confrontée à un véritable fléau qu'est le déboisement. La population avoisine 275 000 habitants, avec une densité moyenne de 5 177 habitants/km² sur l'ensemble de la ville pour un pic de 14 249 habitants/km² au centre-ville (Terrier et al., 2015 ; IHSI, 2015). L'activité économique de cette zone repose essentiellement sur l'agriculture, la petite et moyenne industrie et le tourisme (MPCE, 2013).

4.6.2. Choix des données

La zone étudiée couvrant la commune du Cap-Haïtien et sa zone périphérique s'étend sur une superficie d'environ 82 km². Elle a été isolée sur trois images satellitaires de 30 m de résolution. Il s'agit des images de type Landsat TM (du 24/02/1986), Landsat ETM+ (du 18/01/2003) et Landsat OLI (du 02/02/ 2017). Durant les travaux de terrain, un GPS a été utilisé pour la reconnaissance des classes de l'occupation du sol. Le traitement des données a été réalisé en recourant au logiciel ArcGIS 10.0.

4.6.3. Traitement et classifications des images Landsat

Les images ont été reprojctées dans le système UTM (Universal Transverse Mercator) / Zone 18 N recouvrant la zone d'étude, et basée sur l'ellipsoïde de référence WGS 84 (World Geodesic System). Par la suite, un géoréférencement des images Landsat de 1986 et 2003 a été réalisé sur la base des coordonnées géographiques de points fixes dans le milieu d'étude (la mangrove, la cathédrale, les plantations de la canne à sucre à Larue, etc.)

en utilisant l'image de 2017 comme référence. Afin de s'assurer d'une analyse des changements fiables, la précision géométrique du calage entre les scènes Landsat a été inférieure à 1 pixel.

La classification, d'abord non supervisée de type « Iso Cluster », a été effectuée en associant les bandes proche infrarouge, rouge et vert. Neuf classes d'occupation de sol ont été ainsi créées. Il s'en est suivi l'interprétation visuelle et l'identification des zones d'entraînement sur la base de la connaissance et des travaux de terrain (Mama *et al.*, 2013 ; Turan *et al.*, 2016) au cours desquels 400 polygones représentatifs des classes d'occupation du sol retenues ont été sélectionnés. Une classification supervisée, appuyée sur l'algorithme du maximum de vraisemblance, a été retenue afin de produire des fichiers matriciels classifiés (Girard et Girard, 2010 ; Havyarimana, 2015). Les neuf classes d'occupation de sol ont été regroupées en quatre classes de l'occupation du sol en fonction de l'objectif de l'étude : (i) le bâti (les maisons, les sols nus, les routes, la piste de l'aéroport), (ii) l'eau (la mer, le marais, la rivière du Haut du Cap), (iii) la végétation ligneuse représentée par les savanes arbustives, la mangrove dense, les forêts arborées et désignée comme étant la classe « naturelle », et (iv) les champs et la végétation dégradée (les pâturages, les terres en jachère, les zones agricoles mono ou pluri-culturelles, les systèmes agroforestiers, la mangrove dégradée). La recevabilité des classifications a été appréciée à partir de trois matrices de confusion confrontant les classes thématiques obtenues par voie numérique et les données de référence collectées lors des travaux de terrain. Ainsi, pour chaque classification, la précision globale et le coefficient de Kappa dont les

valeurs acceptables excèdent 60% ont été calculée (Landis et Koch, 1977 ; Bamba, 2010 ; Mama et al., 2013).

4.6.4. *Segmentation des zones du gradient urbain-rural*

Afin de caractériser les dynamiques intervenues au sein des différentes classes d'occupation du sol le long du gradient urbain-rural de la ville du Cap-Haïtien de 1986 à 2017, la zone d'étude a été segmentée en 9 sous-zones d'environ 9 km² chacune. Ces sous zones sont réparties comme suit : les sous zones de 1 à 3 au nord, de 4 à 6 au centre et de 7 à 9 au sud de la zone d'étude (Figure 4.1). Un organigramme (1), basé sur les caractéristiques morphologiques des différentes zones le long du gradient urbain-rural, a permis de qualifier chacune des sous-zones d'urbain, de périurbain ou de rural.

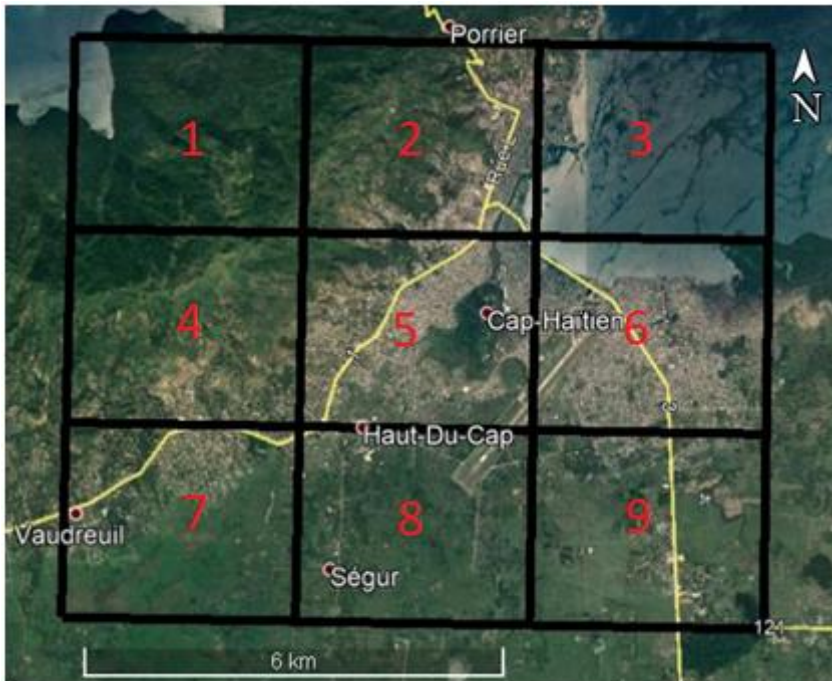


Figure 4.1 : Illustration de la localisation des sous-zones sur toute la zone d'étude sur fond de l'image *Google Earth* de décembre 2017. Les sous-zones à statut urbain : sous-zones 5 et 6 ; les sous-zones à statut périurbain : sous-zones 3, 7, 8 et 9 ; les sous zones à statut rural : sous-zones 1, 2 et 4 (1). Les lignes jaunes représentent les routes principales. Les zones à teinte grisâtre correspondent au bâti ; celles à teinte verdâtre à la végétation et celles à teinte bleue à l'eau.

4.6.5. *Détection des changements*

Afin d'étudier les rapports entre la structure spatiale du paysage et les processus écologiques en termes quantifiables (Bogaert et Mahamane, 2005 ; Mama et al. 2013), des indices de structure spatiale ont été calculés. D'une part, à l'échelle de toute la zone d'étude où les indices calculés comprenaient le nombre et l'aire (moyenne et totale) des taches. Ces derniers renseignent sur la fragmentation du paysage entre deux dates, car l'augmentation du nombre de taches d'une classe peut être due à sa

fragmentation (Bogaert et al., 2005 ; Bogaert et al., 2008 ; Useni, 2017). L'état d'anthropisation du paysage a été apprécié à travers l'indice de perturbation (O'Neill et al., 1998 ; Bamba, 2010, Havyarimana et al., 2018 ;), défini comme le rapport de l'aire cumulative des classes anthropiques (bâti, champ et végétation dégradée) et l'aire cumulative des classes naturelles (végétation ligneuse) et l'indice de dominance défini comme le rapport de l'aire de la plus grande tache sur l'aire totale de la classe d'occupation du sol étudiée (McGarigal *et al.* 2002 ; Useni *et al.*, 2017). D'autre part, les changements de structure spatiale opérés dans le paysage des différentes sous-zones ont été mis en évidence à travers la proportion de chaque classe de l'occupation du sol. Il convient de noter que cette proportion consiste dans le rapport de la surface d'une classe de l'occupation du sol et celle de la sous-zone.

Deux matrices de transition ont été créées afin de décrire les dynamiques de conversion d'occupation du sol entre les classes sur les périodes 1986-2003 et 2003-2017. En se basant sur les valeurs du nombre de taches et de l'aire des différentes classes d'occupation du sol retenues dans cette étude, un arbre de décision (Bogaert et al., 2004) a permis de déterminer les processus majeurs de transformation spatiale des paysages ; il permet de définir 10 processus, à savoir l'agrégation, la suppression, la création, la déformation, la dissection, l'agrandissement, la fragmentation, la perforation, le déplacement et le rétrécissement. Une valeur prédéfinie de $t=0,5$ a été utilisée afin de dissocier la fragmentation de la dissection (Barima, 2007 ; Mama et al., 2014).

4.7. Résultats

4.7.1. Classifications et cartographie

Les résultats issus de l'analyse de la performance des classifications supervisées réalisées révèlent pour chacune des images les valeurs de précision globale de 79,2%, 83,0%, 90,6% et celles du coefficient Kappa de 70,4%, 76,5% et 80,5% respectivement pour les années 1986, 2003 et 2017. Ces valeurs suggèrent que les classifications réalisées sont fiables et acceptables (Mama et al., 2013 ; Useni et al., 2018). L'analyse visuelle des cartes obtenues (Figure 4.2) montre déjà que le bâti, les champs et la végétation dégradée sont caractérisés par une dynamique progressive au détriment de la végétation ligneuse. La classe « eau » a été exclue dans la suite des analyses au regard de sa relative stabilité (~17% à chaque date étudiée).

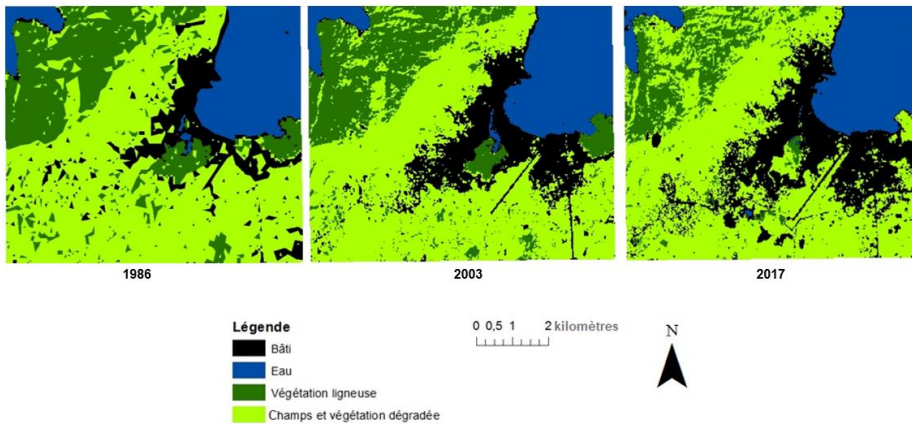


Figure 4.2: Occupation du sol de la ville du Cap-Haïtien (Haïti) et de sa zone périphérique, issues de l'analyse d'images Landsat de 1986, 2003 et 2017.

4.7.2. Caractérisation de la dynamique paysagère dans la ville et sa périphérie

4.7.2.1. Dynamique de composition

Durant les périodes étudiées (1986-2003 et 2003-2017), le paysage a été dominé par les champs et la végétation dégradée qui constituent la matrice paysagère (Tableau 4.1). Entre 1986 et 2003, ~6% de champs et végétation dégradée ont évolué vers le bâti et ~4% de végétation ligneuse ont été convertis en champs et végétation dégradée. Entre 2003 et 2017, une proportion de ~7% de champs et végétation dégradée a été envahie par le bâti et ~8% de champs et végétation dégradée se sont développés au détriment de la végétation ligneuse. Globalement, trois grandes dynamiques ont été repérées dans le paysage durant les deux périodes. D'abord, une extension de la surface du bâti. Ensuite, une légère diminution de la surface des champs et végétation dégradée entre 1986 et 2003 suivie d'une augmentation équivalente de leur surface entre 2003-2017. Enfin, une importante régression de la végétation ligneuse exprimée à travers des taux d'évolution respectifs de -13% et -41% respectivement entre 1986-2003 et 2003-2017.

Tableau 4.1: Matrice de transition des classes d'occupation du sol entre 1986-2003 et 2003-2017 ; 1% représente ~0,8 km². Les totaux ne correspondent pas à 100% parce que la classe "eau" a été exclue des analyses. Les données sont issues de l'analyse d'images Landsat de 1986, 2003 et 2017 du Cap-Haïtien (Haïti).

	Bâti	Végétation ligneuse	Champs et végétation dégradé	Totaux
1986-2003				
Bâti	7,2	0,3	3,1	10,5
Végétation ligneuse	1,4	16,2	4,4	22,0
Champs et végétation dégradée	6,2	2,7	41,4	50,3
Totaux	14,8	19,2	48,8	
2003-2017				
Bâti	13,2	0,0	1,7	14,9
Végétation ligneuse	1,2	10,4	7,7	19,2
Champs et végétation dégradé	6,5	0,9	41,4	48,8
Totaux	20,9	11,3	50,8	

3.7.2.2. Dynamique structurale

De 1986 à 2003 et de 2003 à 2017, les taches de végétation ligneuse ont enregistré une augmentation de leur nombre, parallèlement à une régression de l'aire totale (Tableau 4.2). Le processus de transformation observé entre les deux périodes a été la dissection des taches ($t_{obs}=0,59 > t=0,05$). Pendant ces mêmes périodes, le bâti a connu un accroissement du nombre et de la surface totale des taches, suggérant la création comme processus de transformation spatial dominant (Tableau 4.2). Par contre, une alternance de la dissection et de la création des taches a été observée pour les champs et végétation dégradée respectivement pour les périodes de 1986-2003 et de 2003-2007. En effet, un accroissement du nombre de taches en parallèle à une diminution de l'aire totale a été observée entre 1986 et 2003 ($t_{obs} = 0,959 > t=0,5$), une augmentation du nombre et de l'aire totale de taches de cette classe étant enregistrée en revanche entre 2003 et 2017 (Tableau 4.2). Il importe cependant de noter que les changements observés dans l'aire totale de cette classe sont faibles.

En analysant la période allant de 1986 à 2017, la diminution des aires moyennes et totales des taches des champs et végétation dégradée et de la végétation ligneuse suggère une dynamique de morcellement des taches initiales en un nombre élevé de petites taches, probablement couplée à un isolement spatial plus important. En parallèle, la diminution des valeurs de la dominance de ces mêmes classes semble exprimer également cette dynamique de morcellement.

Tableau 4.2 : Analyse des aires des taches et identification des processus de transformation spatiale qui sous-tendent les changements observés (8) ; n : nombre de taches ; a_t : aire totale ; \bar{a} : aire moyenne ; D : dominance des taches. Les données sont issues de l'analyse d'images Landsat de 1986, 2003 et 2017 du Cap-Haïtien (Haïti).

	Bâti	Végétation ligneuse	Champs et végétation dégradée
1986			
N	185	165	138
$a_t (km^2)$	8,7	17,9	41,8
$\bar{a} (km^2)$	0,02	0,11	0,30
$D (\%)$	69,8	66,8	95,1
2003			
N	363	460	509
$a_t (km^2)$	12,3	15,8	40,1
$\bar{a} (km^2)$	0,03	0,03	0,08
$D (\%)$	88,2	74,8	83,4
2017			
n	715	980	586
$a_t (km^2)$	17,3	9,3	41,7
$\bar{a} (km^2)$	0,02	0,02	0,07
$D (\%)$	79,5	63,4	88,6

4.7.3. Anthropisation du paysage

L'anthropisation du paysage a été révélée par l'indice de perturbation qui a augmenté entre 1986 et 2017 ($U=2,8$ en 1986, $U=3,3$ en 2003 et $U=6,4$ en 2017). Ces valeurs supérieures à un suggèrent une diminution de la proportion des classes naturelles dans le paysage et leur remplacement par des classes anthropiques.

4.7.4. Dynamique paysagère le long du gradient urbain-rural

Dans les sous-zones à statut urbain, il apparaît une augmentation de la proportion du bâti, pendant que la végétation ligneuse (pour toute la période considérée), les champs et la végétation dégradée (principalement pour la première période) ont enregistré une régression de leur proportion (Figure 4.3). Ceci peut être interprété comme une dégradation ou remplacement de la végétation sous l'influence de la densification du bâti.

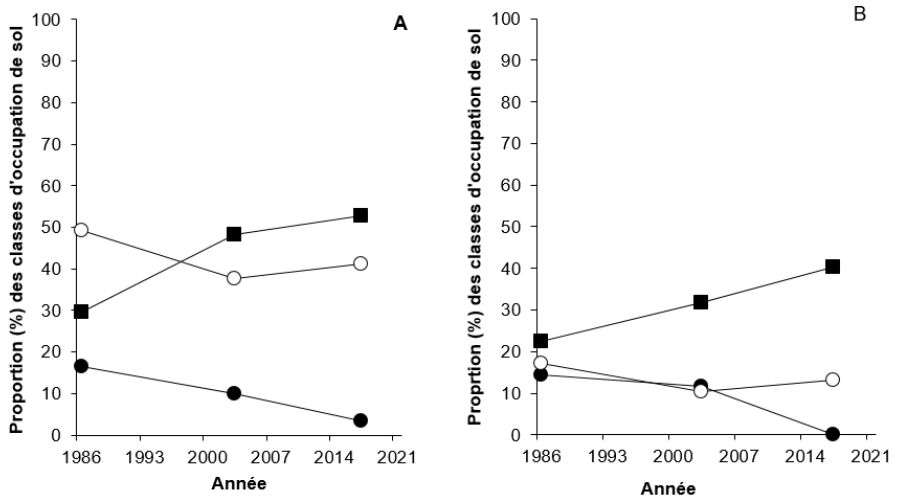


Figure 4.3: Évolution de la proportion des classes d'occupation du sol au niveau des sous-zones à statut urbain. A : sous-zone 5 ; B : sous-zone 6. La somme des proportions des classes ne correspond pas toujours à 100%, car la classe « eau » a été exclue des analyses au regard de sa relative stabilité dans le paysage de la zone d'étude. Les données sont issues de l'analyse d'images Landsat de 1986, 2003 et 2017 du Cap-Haïtien (Haïti).

Dans les sous-zones à statut périurbain, une diminution de la proportion de végétation ligneuse a été observée durant les deux périodes étudiées pendant que celle du bâti s'est accrue particulièrement entre 2003-2017 (Figure 4.4). Ceci semble suggérer que la périurbanisation et la « dédensification » du bâti qui s'en suit entraînent une dégradation de la végétation. Malgré leur régression légère, les champs et végétation dégradée sont restés la matrice paysagère durant les deux périodes étudiées, sauf dans la sous-zone 3 où la présence d'une mosaïque des champs, de la végétation dégradée et du bâti a été notée (Figure 4.4) ; dans cette sous-zone, la classe « eau » est prédominante en occupant plus de 80% de la proportion du paysage.

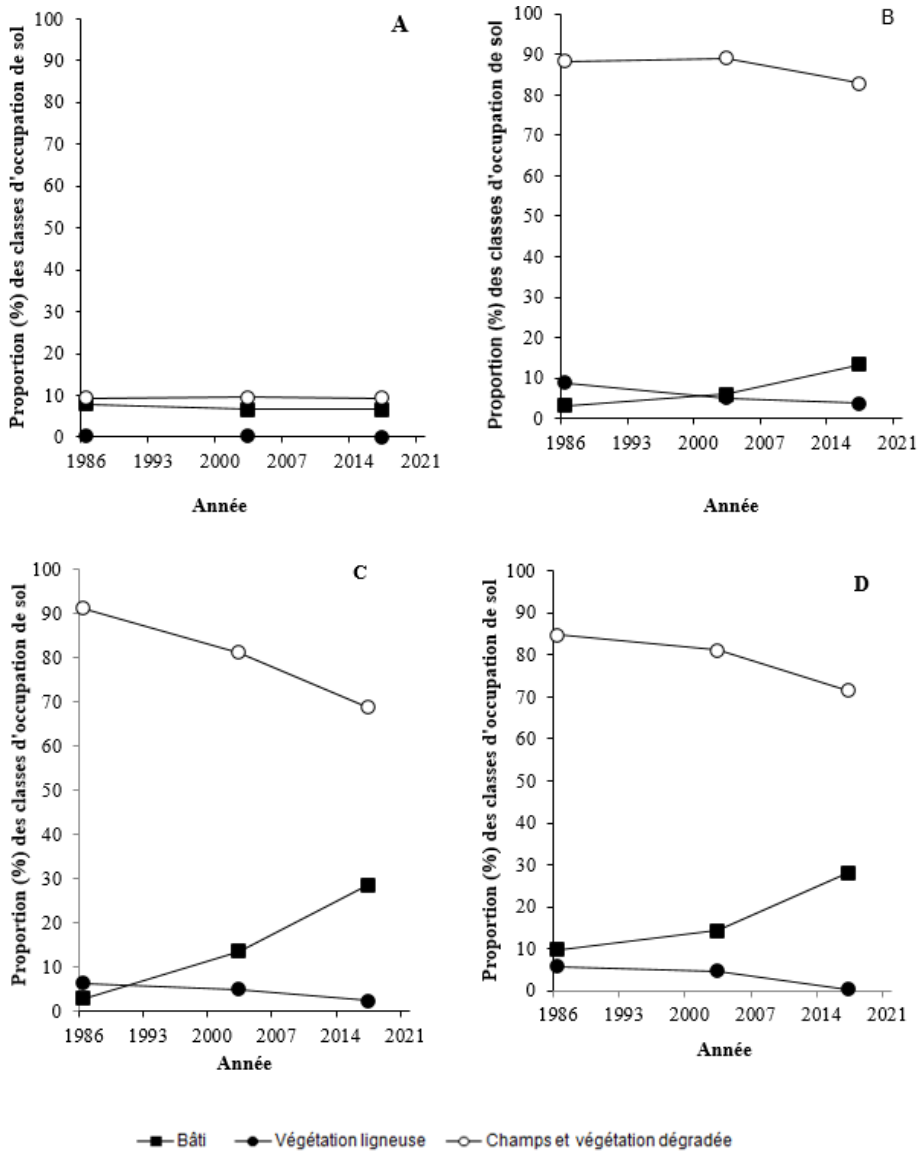


Figure 4.4: Évolution de la proportion des classes d'occupation de sol au niveau des sous-zones à statut périurbain. A : Sous-zone 3 ; B : sous-zone 7 ; C : Sous-zone 8 ; D : Sous-zone 9. La somme des proportions des classes ne correspond pas toujours à 100% (particulièrement au niveau de la figure 4A) car la classe « eau » a été exclue des analyses au regard de sa relative stabilité dans le paysage. Les données sont issues de l'analyse d'images Landsat de 1986, 2003 et 2017 du Cap-Haïtien (Haïti).

Quoique le bâti enregistre une augmentation relativement modeste de sa proportion (surtout dans la deuxième partie de la période étudiée), la Figure 4.5 atteste une progression de la proportion occupée par les champs et végétation dégradée dans la

zone rurale, accompagnée d'une régression de la végétation ligneuse par ailleurs amplifiée entre 2003 et 2017 notamment.

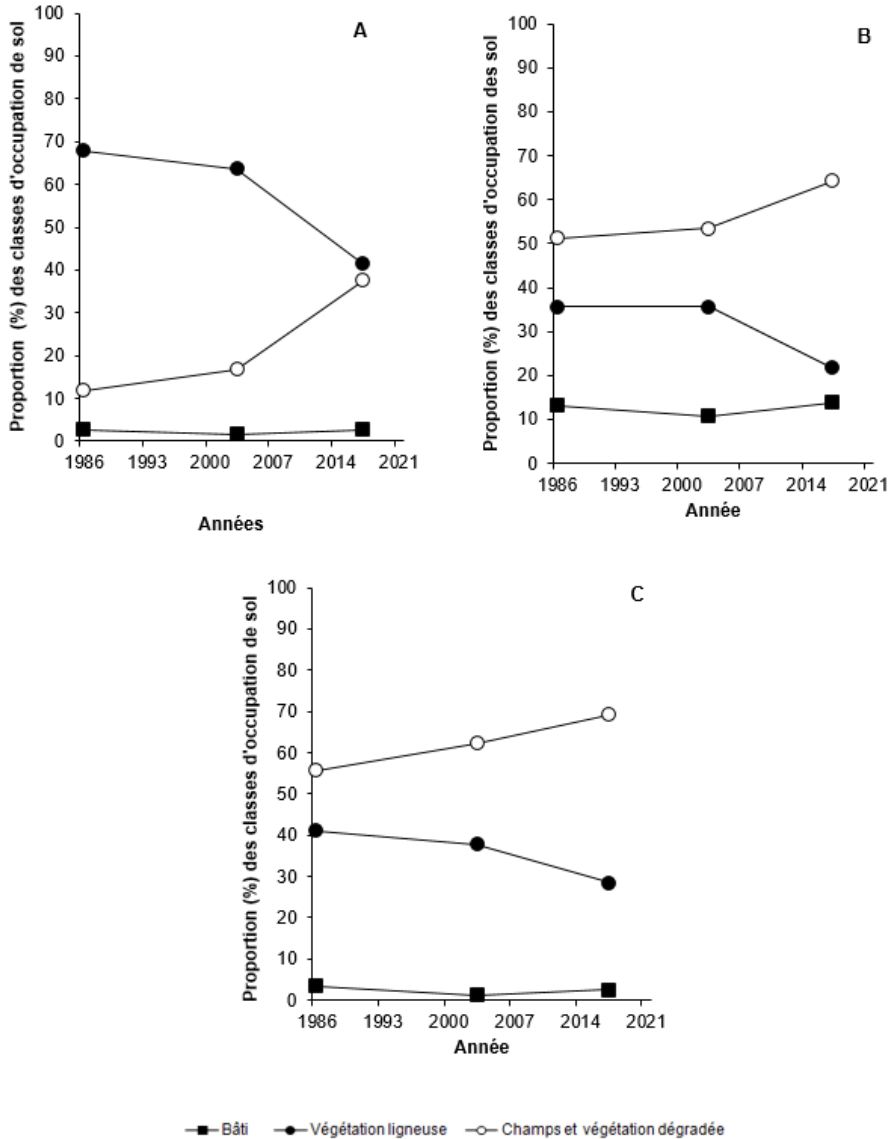


Figure 4.5: Évolution de la proportion des classes d'occupation de sol au niveau des sous-zones à statut rural. A : Sous-zone 1 ; B : Sous-zone 2 ; C : Sous-zone 4. La somme des proportions des classes ne correspond pas toujours à 100%, car la classe « eau » a été exclue des analyses au regard de sa relative stabilité dans le paysage. Les données sont issues de l'analyse d'images Landsat de 1986, 2003 et 2017 du Cap-Haïtien (Haïti).

En somme, ces résultats de la dynamique d'occupation du sol le long du gradient urbain-rural montrent une progression de la proportion du bâti au détriment de la

végétation dans le paysage des zones urbaines et périurbaines, à l'exception de la sous-zone 3. Par contre, la diminution de la végétation ligneuse en zone rurale s'est effectuée au profit des champs et de la végétation dégradée.

4.8. Discussion

4.8.1. Approche méthodologique

Le recours à des images de 30 m de résolution spatiale permet de répondre à l'objectif fixé par cette étude bien qu'elles ne soient pas adaptées pour des études des paysages urbanisés où la surface d'un pixel unique peut couvrir différentes occupations du sol (Diallo B.A. et Bao Z., 2010. Pham et Yamaguchi, 2011. Useni, 2017). Au regard de ceci, le regroupement des classes a permis d'éviter ce phénomène et en même temps de réduire les erreurs de classification (Bamba *et al.* 2010a ; Buyomkesh *et al.*, 2012 ; Mama *et al.* 2013). Par ailleurs, l'urbanisation est une forme d'anthropisation du paysage dont l'intensité varie du noyau urbain vers la zone rurale adjacente aux villes (Useni, 2017). Pour qualifier les différentes zones présentes le long du gradient urbain-rural en fonction de leurs caractéristiques morphologiques, l'organigramme de André *et al.*, (2014) a été préféré en raison de sa simplicité et sa rapidité d'exécution (André *et al.*, 2014 ; Bogaert *et al.*, 2015 ; Useni, 2017).

4.8.2. Urbanisation, développement agricole et anthropisation du paysage

La populatio-n capoise est sujette à une augmentation rapide avec un taux de croissance de près de 5% entre 1982 et 2003 (IHSI, 2005 ; IHSI, 2015), ce qui a conduit à l'expansion et à la densification plus rapide du bâti vers le sud de la ville historique au-delà même de la limite administrative du Cap-Haitien (MPCE, 2013). Cependant, depuis quelques années, l'urbanisation progresse dans la montagne qui limitait autrefois l'extension de la ville vers le nord et l'ouest, malgré son statut d'aire réservée (Dorimain, 2013 ; CIAT, 2015). Cette expansion spatiale urbaine provoque de nombreuses modifications dans le paysage capois qui se manifestent par l'étalement anarchique du bâti au détriment des champs et de la végétation ligneuse dans une moindre proportion. La classe végétation ligneuse tend à se convertir en surface agricole, provoquant ainsi le morcellement et probablement un isolement spatial des taches qui la composent. Ceci est particulièrement dû à la demande croissante de produits agricoles de cette population urbaine grandissante qui cherche à assurer sa subsistance en se souciant peu de la durabilité des ressources. En effet, les agriculteurs grugent de jour en jour sur ce qui reste de la végétation ligneuse diminuant ainsi la capacité de résilience de ces formations naturelles, ce qui par conséquent pourrait mener à une recrudescence des inondations (Gracius, 2016) et à une augmentation du risque d'éboulement et de glissements de terrain à Cap-Haitien (CIAT, 2015). De plus, il en résulte un ruissellement et un dépôt de grandes quantités de sédiments dans les secteurs situés en aval de la montagne lors des périodes pluvieuses, obstruant ainsi les infrastructures de drainage de la ville (Dorimain, 2013).

4.8.3. Dynamique paysagère le long du gradient urbain-rural

La construction de la majorité des nouvelles maisons au niveau de la zone urbaine sur les sols marécageux des mangroves (officiellement inconstructibles) remblayés par des déchets provenant de la ville est suivie d'une régression de la proportion de la

végétation ligneuse (Gracius, 2016). Malgré cette régression alarmante des mangroves, aucune mesure de protection n'a été prise pour pallier ce problème.

La filière du bois de feu et du charbon couvre 70% des besoins énergétiques du pays (Angelier, 2006) pendant qu'en République Dominicaine ce taux est estimé à 12% (IRENA, 2016). Ainsi, la production de charbon de bois et la quête du bois de chauffage couplées à la forte demande en espace pour l'agriculture contribue à la dégradation de la végétation ligneuse au niveau des zones périurbaines et rurale du Cap-Haïtien. La dissection des écosystèmes naturels provoquée par ces pratiques, entre autres, affecte la biodiversité en raison des modifications importantes dans leurs structures (Havyarimana et al., 2018 ; Useni et al., 2018b).

Le processus de périurbanisation de la ville du Cap-Haïtien a également engendré une diminution de la proportion des champs et de la végétation dégradée au profit du bâti. La même tendance a été observée à Freetown (Liberia) où 882 ha de terres agricoles ont été convertis en 16 ans (1974-2000) à des fins résidentielles, en particulier en zone périurbaine, en réponse à une augmentation de la population. Ceci contribue également à un gaspillage de la ressource espace géographique particulièrement dans les zone périurbaine (Bogaert et al., 2015 ; Useni, 2017)). Toutefois, dans le contexte de la ville du Cap-Haïtien, cette tendance diffère en fonction du positionnement des sous-zones. En effet, celles situées au Sud de la zone d'étude sont plus accessibles à l'extension de la ville contrairement à la sous-zone 3 au nord enclavée entre la baie à l'est et le morne du Cap-Haïtien au nord de cette sous-zone. De plus, la majorité des terrains de la sous-zone 3 sont privés et sont ainsi mieux protégés contre le phénomène d'appropriation illégale de terre contrairement aux propriétés vacantes du domaine de l'Etat de la montagne surplombant le Cap-Haïtien (Dorimain, 2013.). Il est reconnu que l'extension des zones urbaines peut être influencée, entre autres, par la configuration de l'espace (leur accessibilité et leur disponibilité) (Bamba et al., 2010b ; Forkuor et Cofie, 2011, ; Useni, 2017). Le constat le plus remarquable en zone rurale est l'évolution grandissante de la proportion des champs et végétation dégradée accompagnée d'une diminution de celle de la végétation ligneuse. Cette tendance s'explique par la localisation des zones rurales au niveau des montagnes au nord et à l'ouest de la zone d'étude limitant ainsi la progression des bâtis vers ces directions au profit de l'agriculture qui est l'activité anthropique dominante de ces zones. Les sous-zones 2 et 4 situées au versant-est de la montagne du Cap-Haïtien ont été toujours dominées par les champs et végétation dégradée, comparativement à la sous-zone 1 au versant-ouest dominée par la végétation ligneuse. Ceci s'explique par le fait que cette sous-zone a toujours bénéficié d'une meilleure protection suite au développement du tourisme (plusieurs stations balnéaires), mais aussi elle est plus éloignée du centre urbain. Il s'avère que le développement des activités anthropiques susceptibles d'altérer l'environnement reste largement plus évident dans une distance plus proche des centres urbains (Bamba et al., 2011). L'augmentation de la proportion du bâti au détriment de la végétation dans le paysage des zones urbaines et périurbaines rend l'espace constructible plus limité dans ces zones, ce qui pourrait entraîner une saturation foncière suivie probablement des conflits fonciers.

4.9. Conclusion

A travers l'approche cartographique couplée aux outils d'analyse de l'écologie du paysage, les résultats de notre recherche indiquent une forte dynamique de la structure paysagère du Cap-Haïtien, marquée par une rapide extension du bâti soutenue par une croissance démographique accélérée. Ainsi, la création des taches du bâti en zone urbaine, périurbaine, de champs et de la végétation dégradée en zone rurale menace le maintien de la végétation ligneuse sous le poids de multiples dégradations. La matrice de transition confirme que l'évolution des classes anthropiques s'est principalement opérée au détriment de la végétation ligneuse qui accuse des taux d'évolution négatifs. Ceci constitue un indicateur de l'impact anthropique sur la morphologie paysagère du Cap-Haïtien et qui ne cesse de s'intensifier au fil des années. La dynamique de l'occupation du sol le long du gradient urbain-rural s'est caractérisée en 31 ans (entre 1986 et 2017) par une nette progression du bâti au détriment de la végétation en zone urbaine et périurbaine par opposition au recul de la végétation ligneuse au profit des champs et de la végétation dégradée en zone rurale, à différents degrés suivant le relief et l'accessibilité.

Cette étude devrait permettre aux responsables étatiques, aux ONG et à la société civile de prendre des mesures nécessaires afin d'inverser cette tendance actuelle de l'anthropisation du paysage capois, à travers une démarche intégrée de restauration des écosystèmes naturels afin de permettre à ces derniers de mieux remplir leurs fonctions écologiques.

Chapitre 5

**Land Cover Dynamics along the Urban–
Rural Gradient of the Port-au-Prince
Agglomeration (Republic of Haiti) from
1986 to 2021**

5.1. Référence bibliographique

Salomon W, Useni Sikuzani Y, Sambieni KR, Kouakou ATM, Barima YSS, Théodat JM, Bogaert J. 2022. "Land Cover Dynamics along the Urban–Rural Gradient of the Port-au-Prince Agglomeration (Republic of Haiti) from 1986 to 2021" *Land* 11, no. 3: 355.

5.2. Contextualisation

Le chapitre précédent a mis en exergue l'impact de l'urbanisation le long du gradient urbain-rural d'une ville régionale d'Haïti (Cap-Haïtien). Au niveau de ce chapitre, il est présenté de préférence les tendances évolutives de la périurbanisation à l'échelle globale de l'agglomération de Port-au-Prince (la capitale d'Haïti) et son impact sur la végétation au niveau des différentes communes urbaines, périurbaines et rurales.

5.3. Résumé

Le paysage de l'agglomération de Port-au-Prince en République d'Haïti a subi de profondes mutations liées à l'expansion (péri-)urbaine soutenue par une croissance démographique rapide. Nous quantifions la dynamique de la couverture terrestre le long du gradient urbain-rural de l'agglomération de Port-au-Prince à l'aide d'images Landsat de 1986, 1998-99, 2010 et 2021 couplées à des systèmes d'information géographique et à des outils d'analyse de l'écologie du paysage. Les résultats montrent qu'en 35 ans la superficie de la zone urbaine a été multipliée par sept alors que celle de la zone périurbaine a quintuplé, au détriment de la zone rurale qui a été réduite de 14%. La dynamique de la composition paysagère le long du gradient urbain-rural se caractérise par une progression rapide des terrains bâtis et nus dans les zones urbaines et périurbaines et des champs dans la zone rurale, contrastant avec la régression plus accentuée de la végétation en la zone périurbaine. Le paysage de la zone d'étude a subi des changements importants en raison de la forte demande de logements résultant d'une croissance démographique rapide, dans un contexte de manque de planification du développement territorial par les pouvoirs publics. Cela impacte la durabilité des processus socio-économiques et écologiques dans une zone où les populations sont fortement dépendantes des ressources végétales. Nos résultats soulignent la nécessité d'orienter la planification du développement territorial dans les zones urbaines, périurbaines et rurales à travers une approche intégrée et participative.

Mots clés : Télédétection/SIG ; dynamique spatiale ; gradient urbain-rural ; indices de structure spatiale ; urbanisation

5.4. Abstract

The landscape of the Port-au-Prince agglomeration in the Republic of Haiti has undergone profound changes linked to (peri-)urban expansion supported by rapid demographic growth. We quantify the land cover dynamics along the urban–rural gradient of the Port-au-Prince agglomeration using Landsat images from 1986, 1998–99, 2010, and 2021 coupled with geographic information systems and landscape ecology analysis tools. The results show that over 35 years the acreage of the urban zone increased seven-fold while that of the peri-urban area increased five-fold, to the detriment of the rural zone, which was reduced by 14%. The dynamics of the landscape composition along the urban–rural gradient are characterized by a rapid

progression of built-up and bare land in urban and peri-urban zones and by fields in the rural zone, in contrast to the more accentuated regression of vegetation in the peri-urban zone. The landscape of the study area has undergone significant changes due to the high demand for housing resulting from rapid population growth, in the context of a lack of territorial development planning by public authorities. This impacts the sustainability of socio-economic and ecological processes in an area where populations are highly dependent on plant resources. Our results underline the necessity to orient territorial development planning in urban, peri-urban and rural zones through an integrated and participatory approach.

Keywords: Remote sensing/GIS; spatial dynamics; landscape metrics; urban–rural gradient; urbanization

5.5. Introduction

Human impact on the natural landscape has been increasing since the advent of sedentarization coupled with the emergence of agriculture (Mazoyer et Roudart, 2002; Bogaert et al., 2014). The creation and extension of cities resulting from rural exodus and natural demographic growth are among the phenomena that have amplified the human impact on natural environments in recent decades (Nguimalet, 2007; Weeks, 2010; Besussi et al., 2010; Bogaert et al., 2015). Indeed, in 1850 the proportion of the world's population living in urban areas was 6% (World Bank, 1984) compared to 55% in 2020; that proportion is projected to reach 70% by 2050 (Nations Unies, 2014).

In addition to the densification of existing built-up areas, many cities are experiencing reverse migration leading to low-density sprawl on land reserves at the urban–rural interface, an area known as the “peri-urban” zone (Alberti, 2008; Besussi et al., 2010; Calthorpe, 2011; André et al., 2014). In developing countries, the dynamics of peri-urban zones are characterized by spontaneous and/or anarchic urbanization (Tchékoté et Ngouanet, 2015), which constitutes a challenge for urban and landscape planners (Tchékoté et Ngouanet, 2015; Bogaert et al., 2015). Thus, many countries in Latin America and the Caribbean have recorded a rapid spatial expansion of urban areas, for example, an urbanization rate of 76.2% in Trinidad has been noted (Mouillet et al., 2007). Mexico City, in Mexico, experienced an annual spatial growth of 0.9% between 2000 and 2010 (Souchaud et Prévôt-Schapira, 2013; Darbouze et al., 2018]. The Port-au-Prince agglomeration in the Republic of Haiti is no exception to this rule (Théodat, 2013).

The uncontrolled peri-urbanization of the Port-au-Prince agglomeration (the capital of Haiti) is the result of changing lifestyles and ineffective land governance, all of which is prompted by galloping and uncontrolled urban population growth. Indeed, from 1982 to 2018, the area's population increased five-fold from approximately 720,000 to 4,000,000 inhabitants (Persée, 1983; Lizarralde et al., 2018), and is forecasted to house more than five million inhabitants by 2030 (Bodson et al., 2018). The resulting spatial urban expansion leads to an intensified consumption of agricultural land and pressure on woody vegetation, especially for charcoal production and for the extraction of building materials, etc. (Theodat, 2013; Belvert, 2019). Consequently, the green spaces in the Port-au-Prince agglomeration are rapidly disappearing. This, despite their performance as a valuable ecosystem service, which includes moderation of the urban heat island effect, cleansing of air and water,

conservation of biodiversity, provision of recreational opportunities, and improvement of physical and psychological well-being for citizens.

However, due to a deficit of over 2.4 million quality housing units in the urban zone of Port-au-Prince (Lizarralde *et al.*, 2018), about 65% of its population has been relegated to precarious and informal neighborhoods in the peri-urban zone, where access to basic services remains insufficient (Théodat, 2013; Herrera *et al.*, 2014). It should be noted that this situation is also visible in several cities in Latin America and the Caribbean where economic restructuring induced by the process of peri-urbanization has led to significant disparities in development between different neighborhoods (Darbouze *et al.*, 2018). In addition, the growth of the Haitian capital “Port-au-Prince” is also to the detriment of the capital cities, departments, and districts at the country level. Indeed, the centralization of public expenditure and the concentration of the majority of the country’s employment in Port-au-Prince favors a steadily increasing rural exodus. Consequently, the population seeks to ensure its housing in a difficult economic context and the absence of territorial development planning, with little concern for the sustainability of resources (Théodat, 2013). This situation is often exacerbated by natural disasters (earthquakes, cyclones, etc.) which lead to changes in the landscape followed by massive displacement of the population towards the capital of Haiti. The population allows itself to create new unplanned urban spots wherever space is available (Théodat, 2013; Darbouze *et al.*, 2018). This is notably the case regarding the informal district of Canaan, which was created after the 2010 earthquake to house the affected population (Théodat, 2013; Herrera *et al.*, 2014).

If the trend continues at the current rate, in which each year more than 10,000 households spontaneously settle in peri-urban zones (Theodat, 2013; Lizarralde *et al.*, 2018), the prosperity of the population could be compromised for many decades to come. It should be noted that most of the spontaneous growth of the peri-urban zones in Port-au-Prince reflects the overall poverty of Haitian society, where 80% of residents subsist on less than USD 1.50 per day (Theodat, 2013). In addition, urban governance in Port-au-Prince is challenged by the growing need for infrastructure provision and land management (Belvert, 2019) in an urban core where land for building is becoming increasingly scarce and expensive (Lizarralde *et al.*, 2018).

Despite this alarming situation, research into quantifying the urban and peri-urban expansion of the Port-au-Prince agglomeration and assessments of the associated ecological consequences still remain limited, including in other Caribbean cities (Dehoorne *et al.*, 2018). However, numerous studies establish the importance of understanding the local influence of urban expansion and the various associated anthropogenic activities on landscape dynamics (McDonald *et al.*, 2008) to assess the nature and basis of these changes from the perspective of rational natural resource management. Given that the urban–rural opposition is completed by accounting for an intermediate zone between both namely, the peri-urban zone (Useni *et al.*, 2018), it was appropriate for the present study to separately assess the land cover dynamics in the urban, peri-urban, and rural zones of the Port-au-Prince agglomeration. For this reason, the urban–rural gradient approach (McDonald *et al.*, 2008; André *et al.*, 2014; Bogaert *et al.*, 2015) was employed.

Accordingly, we characterize the land cover dynamics along the urban–rural gradient of the Port-au-Prince agglomeration in the Republic of Haiti. We hypothesized that the rapid and uncontrolled spatial expansion of the built-up area in urban and peri-urban zones, coupled with the development of shifting agriculture in the rural zone, has led to a landscape dynamic. This dynamic has been marked by the fragmentation and spatial isolation of woody vegetation patches, the extent of which increases in the peri-urban zone of the Port-au-Prince agglomeration

5.6. Materials and Methods

5.6.1. Presentation of the Port-au-Prince Agglomeration

The study area represents a group of municipalities that constitute the Port-au-Prince district, namely Port-au-Prince, Delmas, Cité Soleil, Tabarre, Pétiön-Ville, Carrefour, Kenscoff, and Gressier, and the municipalities attached to Port-au-Prince district (Croix des Bouquets and Léogane). The 10 municipalities examined by this study form the “Port-au-Prince agglomeration” and cover an acreage of 1,755.63 km² in the western department of the Republic of Haiti, located between 18°20′–18°50′ north latitude and 72°0′–72°50′ west longitude (Table 5.1, Figure 5.1). The relief presents an altitudinal gradient that shifts from low-lying plains to a succession of mountains with peaks exceeding 2000 m (Moise, 2017; MDE, 2019). According to Köppen’s classification, the climate of the study area ranges from tropical savannah in the lowland areas (Aw) to tropical subhumid in the mountainous areas (Cwa), characterized by a total annual rainfall between 1047 mm and 2000 mm and mean annual temperatures between 20 and 26 °C. (Climate-Data.org, 2022). The natural vegetation largely comprises mangrove forests, shrub savannahs, and stands of pine and hardwood (Fifi, 2010). The economic fabric in the urban zone of the Port-au-Prince agglomeration is dominated by the informal sector (small- and medium-sized enterprises), which accounts for more than two-thirds of GDP and almost 80% of employment (MDE et al., 2017). In the surrounding rural zones, the main economic activities are agriculture, livestock, and wood exploitation (Fifi, 2010). The Port-au-Prince agglomeration concentrates the bulk of the country’s economic potential, thus attracting large numbers of people from around the country in search of remunerative activities (United Nations, 2014; Belvert, 2019). Due to the unprecedented pressure on space of this poorly educated population (the literacy rate in Haiti is 61%), the city limits were extended to the entire southern fringe of the Cul-de-Sac Plain and the foothills of Morne l’Hôpital (Herrera et al., 2014; Theodat et al., 2013). As a result, there are many threats to the environment in the Port-au-Prince agglomeration, including destruction of vegetation, gully erosion, flooding, and pollution (MDE et al., 2017; Dehoorne, 2018).

Table 5.1. Population, area and geographic coordinates of the municipalities in the Port-au-Prince agglomeration (IHSI,2015).

Municipalities	Population	Area (km ²)	Geographical Coordinates
Port-au-Prince	987,310	36.04	18° 32' 24" N–72° 20' 24" W
Delmas	395,260	27.74	18° 33' 00" N–72° 18' 00" W
Cité Soleil	265,072	21.81	18° 35' 00" N–72° 20' 06" W
Tabarre	130,283	24.47	18° 35' 00" N–72° 16' 00" W
Croix des Bouquets	249,628	634.62	18° 35' 00" N–72° 14' 00" W
Pétion-ville	376,834	165.49	18° 31' 00" N–72° 17' 00" W
Léogane	199,813	385.23	18° 30' 39" N–72° 38' 02" W
Gressier	36,453	92.31	18° 27' 00" N–72° 17' 00" W
Kenscoff	57,434	202.76	18° 27' 00" N–72° 17' 00" W
Carrefour	511,345	165.16	18° 32' 00" N–72° 24' 00" W
Total	3,209,432	1755.63	

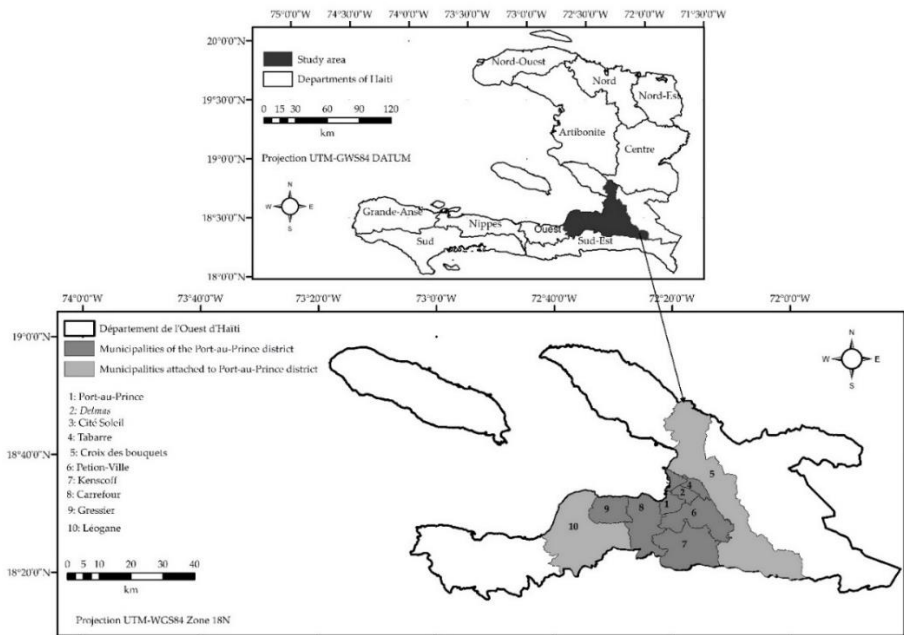


Figure 5.1: Geographical location of the municipalities of the Port-au-Prince district and attached municipalities in the western department of Haiti.

5.6.2. Methodology

5.6.2.1. Choice of Data and Materials Used

Landsat images downloaded from the site “<https://earthexplorer.usgs.gov/>” accessed 27 March 2021 via the Multispectral Scanner System (acquired on 6 December 1986/13 December 1986), the Thematic Mapper (acquired on 14 December

1998/1 January 1999 and 22 January 2010/29 January 2010), and the Operational Land Imager (acquired on 4 January 2021/27 January 2021), with a spatial resolution of 30 m, were used to create the mosaics (two images per mosaic) from which the study area was extracted (Table 5.2). These images were chosen since they are free of charge and recommended for large-scale studies (Bamba et al., 2010 a-b; Mama et al., 2013). Moreover, they are particularly interesting for data-poor regions lacking recent and reliable spatial information (Pham et al., 2011). For these reasons, the images meet the objectives of the study, despite their coarse resolution. All images were acquired during the winter dry season to minimize the effect of haze and clouds and thus facilitating the observation of larger spectral differences among landscape features (Clerici et al., 2006; Oswald et al., 2011). Furthermore, the dates of acquisition of the Landsat images coincide with key periods marking the sociopolitical and economic life of the country and Port-au-Prince district in particular: (i) the fall of the Duvalier regime in 1986, the overthrow of President Aristide in 1991, and the subsequent embargo; (ii) the socioeconomic instability following the 2000 elections, the 2004–2008 hurricanes, and the 2010 earthquake; and (iii) the post-earthquake period (2010–2021). Additional data such as shapefiles illustrating the boundaries of the municipalities of the Port-au-Prince agglomeration from the Centre National de l'Information Géographique et de Statistique (CNIGS) were used. ENVI 5.3 and ArcGIS 10.5.1 software was selected for the pre-processing and spatial analysis of the acquired satellite images.

Table 5.2. Satellite images characteristics.

Sensor	Dates	Path-Row	Spatial Resolution (m)
Landsat MSS	6 December 1986	008-047	30 m
	13 December 1986	009-047	30 m
	14 December 1998	009-047	30 m
Landsat TM	1 January 1999	008-047	30 m
	22 January 2010	008-047	30 m
	29 January 2010	009-047	30 m
Landsat OLI	4 January 2021	008-047	30 m
	27 January 2021	009-047	30

5.6.2.2. Landsat Image Processing and Classification

Pre-Processing

This work involved the development of a mosaic since the extent of the study area exceeded the scope of a remote sensing image (Ouattara, 2012). However, a mosaic refers to the assembly of parts of images or contiguous images, preprocessed to be connectable geometrically and radiometrically (Leruth, 2000; Girard et Girard, 2017). Thus, the Landsat images used in this study were georeferenced in the UTM (Universal Transverse Mercator)/Zone 18 N, covering the study area, following the WGS 84 (World Geodesic System) reference ellipsoid. The 1986, 1988/1999, and 2010 images were geometrically corrected using 70 ground control points on the 2021 image, which was obtained as a reference. To ensure the efficiency of the change analysis, the geometric accuracy of the registration between the control points and the different Landsat images used was less than one pixel (Mas, 2000).

False Composite Color

A false composite color was created by combining the green, red, and near infrared channels, the last being understood as the most suitable for discriminating vegetation cover (Vital, 2008). The composite color of the images provides the ability to select the training areas necessary to perform supervised classifications based on visual interpretation of the images supported by GPS data (Koné et al., 2007; Useni et al., 2017b).

5.6.2.3. Determination of the Urban, Peri-Urban, and Rural Zones of the Port-au-Prince Agglomeration

To characterize the spatiotemporal dynamics of the different zones of the urban–rural gradient, the land cover was defined in urban, peri-urban, and rural zones according to the decision tree of the definitions of the zones present in the urban–rural gradient (André et al., 2014). This decision tree, based on morphological characteristics, was preferred owing to its rapidity of execution, simplicity, and closeness to the ground reality, where there is a heterogeneous mix of land cover (André et al., 2014; Sambieni et al., 2018). It should be noted that the urban zone is characterized by the dominance and continuity of the built-up area, which is otherwise dense. The peri-urban zone is characterized by the dominance of a discontinuous and less dense built-up area, while the dominance of vegetation indicates a rural zone (André et al., 2014; Bogaert et al., 2015).

The aforementioned decision tree was applied to map the different land cover (urban, peri-urban and rural) on each of the composite Landsat images by a supervised classification employing the maximum likelihood algorithm. This algorithm uses training sites to calculate the probability of each pixel belonging to one of the classes (Bonn et Rochon, 1992). It should be noted that the urban zone is characterized by the dominance and continuity of the built-up area, which is otherwise dense. The peri-urban zone is characterized by the dominance of discontinuous and less dense built-up area, while the dominance of vegetation indicates a rural zone (André *et al.*, 2014; Bogaert *et al.*, 2015). Thus, the training samples used for this classification were delineated through 219 fixed points acquired with a Garmin 66s GPS (accuracy 3 m) during November and December 2020. The classification accuracy was assessed using the Kappa coefficient and the overall accuracy, based on the confusion matrix generated with 387 validation points. The Kappa coefficient provides a more accurate estimate (which takes into account well-classified pixels) of the quality of the classification. The overall classification accuracy represents the average of the percentages of correctly classified pixels. The percentage of landscape, which indicates the relative abundance of each urban–rural gradient zone, was calculated.

4.6.2.4. Qualification of the Port-au-Prince Agglomeration’s Municipalities in Urban, Peri-Urban, and Rural Zones

Subsequently, the morphological status of the municipalities along the urban–rural gradient of the Port-au-Prince agglomeration was defined according to the proportions of the different zones (urban, peri-urban, and rural) resulting from the supervised classification of the urban–rural gradient zones from the Landsat image of 2021. If the proportion of the built-up area dominates the landscape, a distinction is drawn between the urban and the peri-urban: if the urban dominates, the area is urban and if the peri-urban dominates, the area is peri-urban. If the co-dominance of urban and

peri-urban is less than rural, the area is recognized as rural. Finally, if the co-dominance of urban and peri-urban is higher than rural, the area is considered peri-urban (Sambieni et al., 2018).

4.6.2.5. Classification and Assessment of Land Cover Changes along the Urban–rural Gradient Zones

Based on knowledge of morphological status, the municipalities of the Port-au-Prince agglomeration were grouped into urban, peri-urban, and rural zones. In each group of municipalities, the land cover dynamics from 1986 to 2021 were assessed based on a second supervised classification. For this reason, the following land cover types were defined: built-up and bare soil (built-up area, bare ground, road), field (mono- or multi-crop agricultural areas, agroforestry systems), woody vegetation (wooded savannah, forest, mangrove) and grassy vegetation (grass, young fallow land, pastures). A total of 206 fixed points and plots obtained from these different land cover types were used in the definition of training samples for supervised classification, based on the maximum likelihood algorithm (Inoussa *et al.*, 2011). Finally, a confusion matrix generated from 497 ground points was employed to verify the classification accuracy, based on the Kappa coefficient and the overall accuracy—two appropriate indices for verifying the reliability of a supervised classification (Skupinski *et al.*, 2009).

To assess the impact of peri-urbanization on land cover changes along the urban–rural gradient, the proportion of land cover types in each type of municipality (urban, peri-urban, and rural) was calculated based on the patch area. This index often indicates human impact on landscape morphology (Krummel *et al.*, 1987). It may provide information on the fragmentation of a land cover type between two periods, particularly through its decrease (Equation 1).

Rate of land cover change (Rc):

$$(Rc) = \frac{(UA_{i+n} - UA_i)}{UA_i}$$

where UA_i is the extent occupied by a class in the initial year of a period, n is the interval between two evaluated years, and UA_{i+n} is the extent occupied by the same class in year $i+n$ (Barima et al., 2009).

5.7 Résultats

5.7.1 Accuracy of Supervised Classifications

The overall accuracy values obtained were above 90% (Table 5.3), and the Kappa coefficient indicated values between 92 and 99%, thus suggesting a very good distinction between land cover types.

Table 5.3. Overall accuracy and Kappa coefficient values from supervised classifications of Landsat image mosaics of the Port-au-Prince agglomeration from 1986, 1998–99, 2010 and 2021 based on the maximum likelihood algorithm.

Image mosaics classified	Classification 1		Classification 2	
	Overall Accuracy (%)	Kappa (%)	Overall Accuracy(%)	Kappa (%)
1986	94.08	97.04	95.36	98.78
1998–99	98.11	94.08	98.44	97.66
2010	94.52	96.38	96.46	97.36
2021	95.09	92.52	94.35	92.43

Classification 1 refers to the segmentation and qualification of the urban–rural gradient zones, and classification 2 to the land cover types classifications within the urban, peri-urban and rural zones.

5.7.2. Mapping and Quantification of the Spatial Changes in the Urban, Peri-Urban, and Rural Zones in the Port-au-Prince Agglomeration

A total of four land cover maps were produced following the supervised classification of Landsat images, illustrating the dynamics of the urban, peri-urban, and rural zones of the Port-au-Prince agglomeration in 1986, 1998–99, 2010, and 2021 (Figure 5.2). The visual analysis of the spatial dynamics shows that the urban and peri-urban zones are in constant spatial progression between 1986 and 2021 in the north and east of the study area on a rural matrix that has registered a regressive dynamic (Figure 5.2).

The urban zone experienced a net increase of 612.33% in the landscape between 1986 and 2021, with its area increasing from 8.19 km² to 58.34 km². However, it should be noted that the most dramatic spatial increase in the urban zone occurred between 2010 and 2021, with a net increase of 229.42%. The peri-urban zone also increased in acreage from 45.57 km² in 1986 to 242.93 km² in 2021, with a rate of change of 433.09%. In contrast to the urban and peri-urban zones, the rural zone experienced a regression in acreage from 1697.47 km² in 1986 to 1449.82 km² in 2021, a net loss of 14.59% compared to 1986 (Table 5.4).

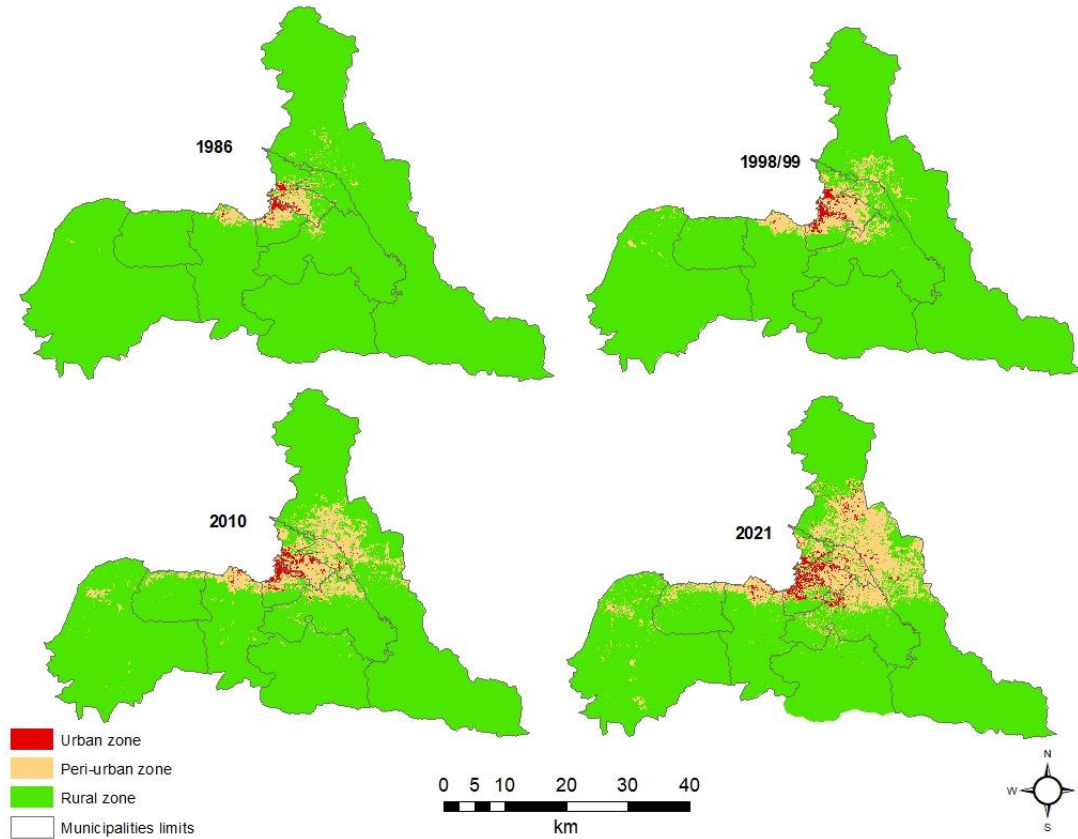


Figure 5.2. Land cover maps of the Port-au-Prince agglomeration obtained from supervised classification of Landsat images from 1986, 1998–99, 2010 and 2021 based on the maximum likelihood algorithm. The black lines correspond to the boundaries of the municipalities.

Table 5.4. Net area increase between 1986–1998/99, 1998/1999–2010, 2010–2021 and 1986–2021 of the different zones (urban, peri-urban, rural) corresponding to the agglomeration of Port-au-Prince.

	Area 1986–1998/99 (km ²)	Area 1998/99 (km ²)	Net increase /decrease(%)
Urban zone	8.19	12.37	51.04
Peri-urban zone	45.57	102.52	124.97
Rural zone	1701.87	1640.74	–3.59
	Area 1998/99 (km ²)	Area 2010 (km ²)	Net Increase (%)
Urban zone	12.37	17.71	43.17
Peri-urban zone	102.52	165.1	61.04
Rural zone	1640.74	1572.82	–4.14
	Area 2010 (km ²)	Area 2021 (km ²)	Net Increase (%)
Urban zone	17.71	58.34	229.42
Peri-urban zone	165.1	242.93	47.14
Rural zone	1572.82	1454.36	–7.53
	Area 1986 (km ²)	Area 2021 (km ²)	Net Increase (%)
Urban zone	8.19	58.34	612.33
Peri-urban zone	45.57	242.93	433.09
Rural zone	1701.87	1454.36	–14.54

5.7.3. Mapping and Quantification of Land Use Dynamics along the Urban–rural Gradient of the Port-au-Prince Agglomeration

Table 5.5 displays the morphological urbanization status of the 10 municipalities within the Port-au-Prince agglomeration and the land cover change that occurred within each morphological type of municipality. First, four municipalities exhibit a dominance of built-up area, notably Port-au-Prince and Delmas, which bear an urban zone status, as opposed to Cité Soleil and Tabarre, which have a peri-urban status. In the municipalities with an urban zone status, the “built-up and bare soil” class increased to become the landscape matrix (dominant land cover type) in 2021, while the proportion of fields (the dominant land cover type in 1986), woody vegetation, and grassy vegetation decreased (Figures 5.3 and 5.4). This seems to suggest the replacement of vegetation under the influence of expansion and built-up densification. Regarding the municipalities with peri-urban morphological status, the evolution of land cover shows a transition marked by the replacement of fields, which constituted the landscape matrix in 1986, 1998–99, and 2010, by the built-up area and bare soil that became the dominant land cover type of the peri-urban zone in 2021. During the same period, the proportion of woody and grassy vegetation decreased in the peri-urban zone (Figures 5.3 and 5.4).

In contrast, the municipalities of Croix des Bouquets, Pétiion-Ville, Léogane, Gressier, Kenscoff and Carrefour are characteristic of rural zones (Table 5.5). Within these municipalities, a degradation of woody vegetation (the dominant land cover type

in 1986) and grassy vegetation was noted, marked by their replacement with fields, which increased in proportion to become the new landscape matrix in 1998–99, 2010, and 2021. In these municipalities with a rural morphological status, the area of “built-up and bare soil” increased three-fold in the landscape over the entire study period, with a more marked evolution between 1998–99 and 2021 (Figures 5.3 and 5.4).

Table 5.5. Morphological status of the municipalities along the urban–rural gradient of the Port-au-Prince agglomeration according to Sambieni et al., 2018 typology. These results are derived from the supervised classification of the Landsat image mosaics of 2021 based on the maximum likelihood algorithm.

Municipalities	Urban Area in km² (%)	Peri-Urban Area in km² (%)	Rural Area in km² (%)	Zone Status
Port-au-Prince	12.7 (35.2)	7.94 (22.0)	15.4 (39.9)	Urban
Delmas	14.2 (51.9)	11.7 (42.9)	2.37 (8.5)	Urban
Cité Soleil	5.8 (26.6)	11.1 (51.3)	4.8 (22.)	peri-urban
Tabarre	2.8 (11.4)	17.1 (69.9)	4.6 (18.8)	peri-urban
Croix des Bouquets	13.9 (2.2)	115.9 (18.3)	504.8 (79.5)	Rural
Pétion-ville	5.5 (3.3)	36.9 (22.4)	123.5 (74.6)	Rural
Léogane	0.9 (0.2)	17.8 (4.6)	366.5(95.1)	Rural
Gressier	0.4 (0.5)	12.9 (13.2)	78.3 (86.3)	Rural
Kenscoff	0.2 (0.1)	2.0 (1.0)	200.0 (98.6)	Rural
Carrefour	6.0 (3.7)	16.3 (10.0)	142.2 (86.4)	Rural

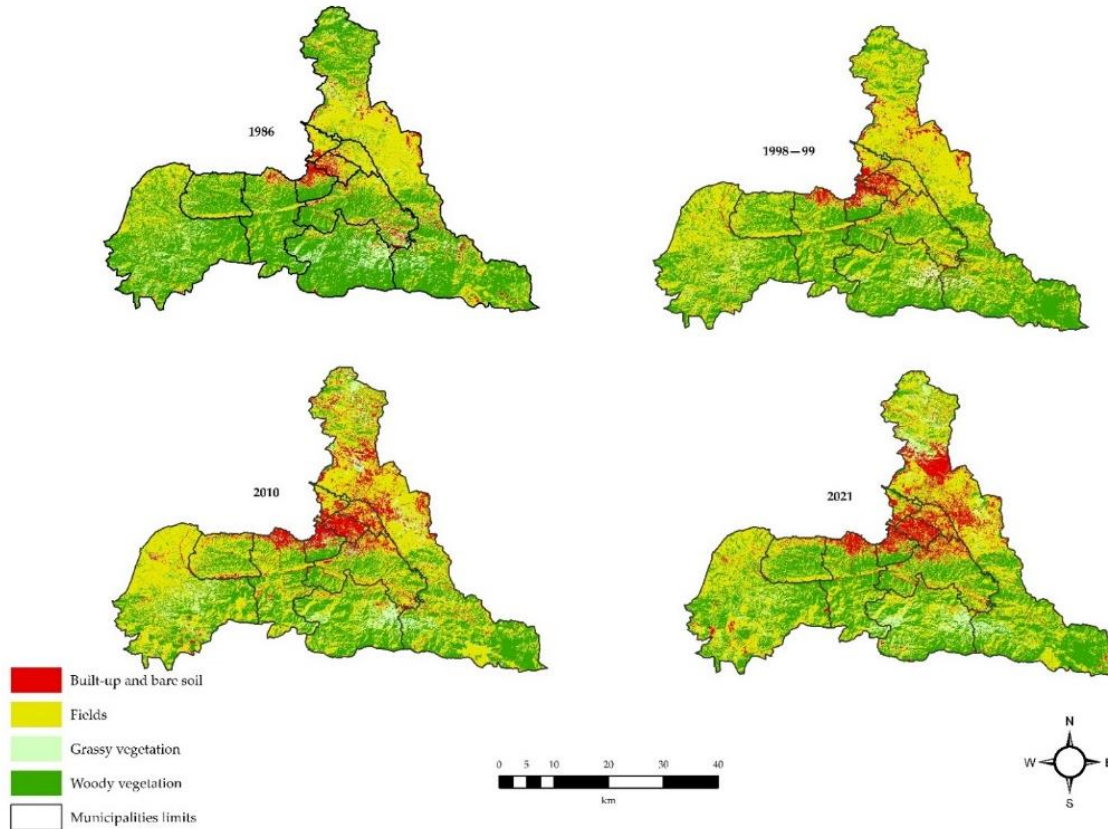


Figure 5.3. Land cover maps of the Port-au-Prince agglomeration from supervised classification of Landsat image mosaics from 1986, 1998–99, 2010 and 2021 based on the maximum likelihood algorithm. The black lines correspond to the boundaries of the municipalities.

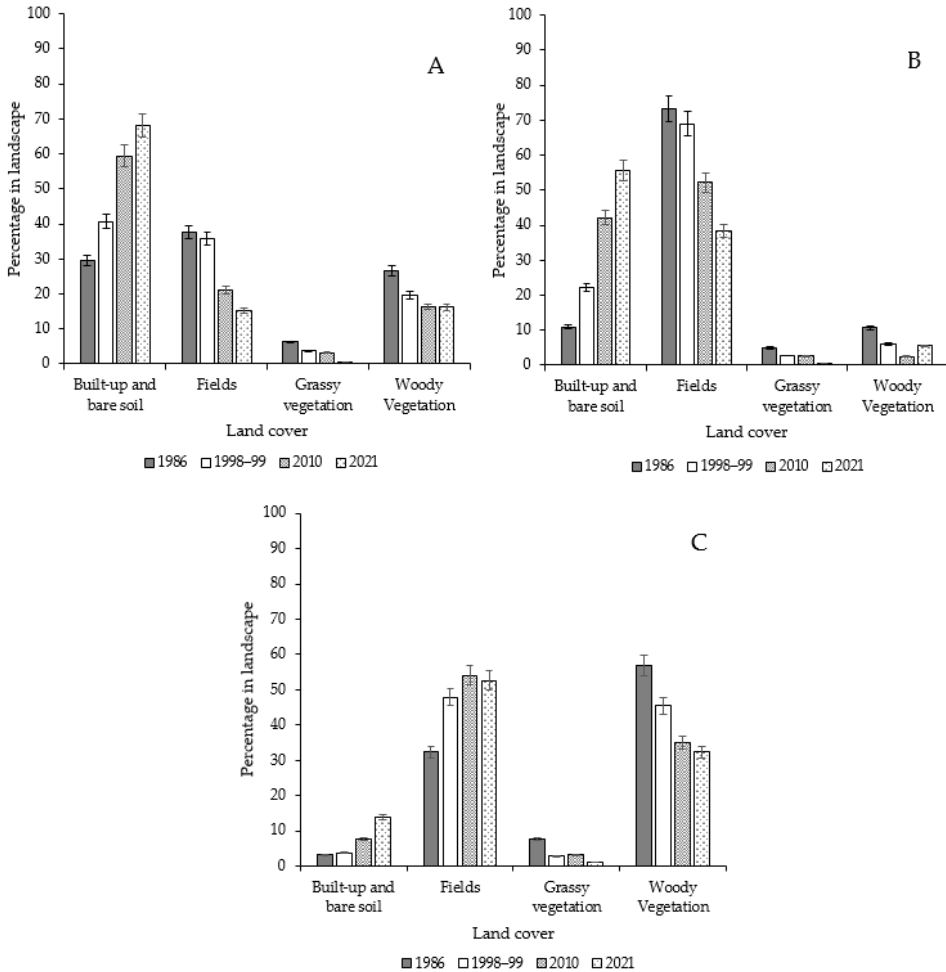


Figure 5.4. Evolution of the percentage of landscape of different land cover types in municipalities with urban (A), peri-urban (B) and rural (C) zones morphological status. These results were obtained on the basis of supervised classification of Landsat image mosaics from 1986, 1998–99, 2010 and 2021 based on the maximum likelihood algorithm. The vertical bars represent the standard deviation.

5.8 Discussion

5.8.1 Dynamics of the Urban–rural Gradient Zones of the Port-au-Prince Agglomeration

Since 1986, the various sociopolitical crises that have occurred in Haiti have led to a massive influx of rural populations into the Port-au-Prince agglomeration. In addition, the rapid population growth of the Port-au-Prince agglomeration is largely dependent on unplanned and informal urbanization to meet its housing needs (Lizarralde *et al.*, 2018). As a result, the Port-au-Prince agglomeration has experienced rapid spatial urban expansion, particularly towards the north-east, and densification of preexisting built-up areas. The significant spatial expansion of the

urban zone in the Port-au-Prince agglomeration seems to indicate a spatial densification of the built-up area in the urban core. These findings should be viewed within the context of an increase in built-up density closer in proximity to the otherwise more densely populated urban core (Lizarralde *et al.*, 2018). This exacerbates the vulnerability of this disadvantaged population due to the mixing of highly densified marginal and risky urban and peri-urban spaces (Fifi, 2010; Herrera *et al.*, 2018).

Furthermore, to meet the additional need for housing, the Port-au-Prince agglomeration tends to connect with peripheral municipalities (Theodat, 2013), thus justifying the regressive dynamics of the rural zone to the benefit of the peri-urban zone. The rapid spatial urban expansion of Port-au-Prince city towards peripheral areas leads to the discontinuity of urban patches, further suggesting that the geographical space represents a limited resource (Bogaert *et al.*, 2015).

The current pattern of urban expansion seems to be influenced by a more favorable topography (the Cul-de-Sac Plain). It has been recognized that topography could influence the expansion of urban areas (Bamba *et al.*, 2010a; Useni *et al.*, 2018). However, in recent years, urbanization continues to progress, particularly in the south of the study area, in the foothills of the Massif de la Selle, especially on Morne l’Hôpital, despite its status of reserved area (Fifi, 2010). Indeed, within a context of buildable land becoming scarce and relatively expensive and where the cost of living does not allow for the rental of flats in the urban zone, poor populations settle in risky areas, which lack urban planning infrastructure, and construct houses with salvaged materials (Lizarralde *et al.*, 2018). These observations are similar to those of Salomon *et al.* (2020) in Cap-Haitian (the second largest city in Haiti), which shows the settlement of the poor population in risky areas such as mangrove forests and mountainsides. Moreover, urban growth is linked to the occurrence of natural disasters in the country (hurricanes and earthquakes), which have led the population to relocate to spaces reserved for agricultural use, mostly unsuitable for building, etc. (Milian *et al.*, 2017). Thus, it was revealed that the decade 2010–2021 was characterized by a stronger urban expansion than other periods studied. Indeed, the urban dynamic during this period seems to have been determined by the 2010 earthquake, which pushed residents without housing and those coming from rural zones to occupy vacant spaces without basic infrastructure (Lizarralde *et al.*, 2018). Indeed, new townships, including Canaan with nearly 250,000 inhabitants, emerged after the 2010 earthquake in the municipality of Croix des Bouquets, which bears a rural morphological status (Theodat, 2013; Lizarralde *et al.*, 2018).

5.8.2 Landscape Dynamics of the Urban Core towards the Rural Areas Adjacent to the Port-au-Prince Agglomeration

The rapid evolution of the peri-urbanization process in the Port-au-Prince agglomeration between 1986 and 2021 is manifested by the anarchic expansion of built-up land to the detriment of the fields. Indeed, in recent decades, agricultural areas have been increasingly transformed into housing and roads (Milian *et al.*, 2017). This trend is similar to the findings of Salomon *et al.* (2020) on the city of Cap-Haitian (Haiti) and Audebert (2011) in the French Antilles (Guadeloupe and Martinique), according to which agricultural land in peri-urban areas is constantly being invaded

by anarchic buildings. However, agricultural activity is essential to boost the economy of the city and the peri-urban area, to regreen it, and to protect against food insecurity (Tambwe, 2015).

Moreover, the process of peri-urbanization contributes to the regression of woody vegetation, which is becoming scarcer in both lowland and mountain areas due to their accessibility (Fifi, 2010). This situation risks creating an imbalance between rainwater infiltration and groundwater exploitation in the Cul de Sac Plain, given that the quantity of water drawn from the aquifer is estimated between 63 and 86% of the annual recharge for a growing population (Chérubin et al., 2018). It should be noted that, with an increasingly low poverty line, the population of the Port-au-Prince agglomeration is exploiting and destroying vegetation in favor of subsistent farming activities.

The landscape dynamics of the municipalities located in the rural zone of the Port-au-Prince agglomeration are marked by a decrease in woody vegetation in favor of fields. Indeed, the socioeconomic situation of the rural population, characterized by increasing poverty, has pushed a large proportion of the population into agriculture, particularly slash-and-burn agriculture. Despite the low average productivity of the agricultural sector and the low economic surplus generated, it remains the refuge sector *par excellence* for the population in the rural zone (Montas, 2017). In addition, due to the increasing demand for charcoal by the urban and peri-urban population (Angler, 2006), pressure on vegetation in the rural zone is intensifying, especially since charcoal accounts for more than 70% of the country's energy needs. The degradation of vegetation in the Port-au-Prince agglomeration leads to a reduction in its resilience and could thus lead to an increase in flooding in the (peri-)urban zone and an increase in the risk of landslides and rockfalls (Fifi, 2020). In addition, this anthropization of the Port-au-Prince landscape could also lead to runoff and silting of the drainage networks during each rainfall event in the urban sectors located downstream of the mountain, thus obstructing the city's drainage infrastructure, which causes recurrent damage in the lowest areas (Fifi, 2010; Belvert, 2019).

5.8.3 Proposals and Perspectives

For the Government and Planners

The current spatial challenge of peri-urbanization in Port-au-Prince consists of adapting or readapting human settlements in such a way as to respond sustainably to the socio-spatial needs of city dwellers and thus to reduce environmental degradation as much as possible. It thus requires efficient planning and settlement policies coupled with a better understanding of the spatial and temporal evolution of the (peri-)urban areas of the Port-au-Prince agglomeration provided by this study. Our results deliver a basis for promoting better planning and efficient spatial organization of the (peri)urban areas of the Port-au-Prince agglomeration aiming at sustainable development. Moreover, it would be important to anticipate peri-urbanization in currently rural areas that are destined to become potential peri-urban areas within the framework of a territorial development plan, in order to ensure the food security of the population. Indeed, agricultural land continues to be invaded by housing, according to our results. Conversely, for the preexisting urbanized spaces, there is an urgent need to reverse the current socio-spatial imbalance from the perspective of establishing dynamic balances of the mid-place, especially concerning vegetation

(Sambieni, 2022). Finally, it would be necessary to address the land issue, corruption and also the establishment and enforcement of legal frameworks appropriate to urbanization and the implementation of peri-urban agriculture in the design of a development plan.

It is necessary to delay the growth rate of the Port-au-Prince agglomeration and to reduce the demographic and economic gap between it and other chief towns of the departments and districts of Haiti. This implies the elaboration and application of a true spatially-balanced growth strategy and to work towards decentralization, economic and political deconcentration through the development of different departmental cities.

For Scientific Research Institutions

This study has rendered it possible to characterize (peri-)urban growth in the Port-au-Prince agglomeration and to evaluate its consequences along the urbanization gradient. However, there remain many aspects to be investigated in order to identify a sustainable solution that will enable reconciliation of the conservation of biodiversity and the satisfaction of the spatial needs of an ever-growing population. In this sense, it is up to scientific research institutions to contribute, among other things, to the evaluation of the impact of the degree of urbanization on the ecosystem services mainly provided by green spaces in the Port-au-Prince agglomeration; to develop indicators for monitoring the health of (semi-)natural ecosystems; to integrate the notion of ecosystem services in the planning of territorial development; and to provide scientific assistance to the conservation and development of green spaces.

For the Public

An integrated and sustainable management of the landscape is therefore a very important issue. To achieve this, the populations will have to become involved in the conservation of (semi-)natural ecosystems in the urban and peri-urban landscape of the Port-au-Prince agglomeration, as vegetation directly influences the urban soil and climate while providing beneficial ecosystem services to city dwellers (Albeti et al., 2008; Useni et al., 2017). It is important to diversify energy sources and to adopt new techniques and practices to reduce the collection of wood for energy production, as wood resources tend to decrease along the urban–rural gradient of Port-au-Prince. The scarcity of wood resources bears socioeconomic consequences: the lack of wood energy limits the amount of food cooked and therefore has consequences for nutrition and health, loss of jobs, and income for charcoal producers. It should be noted that the rapid development of the charcoal network is a popular reaction to the lack of alternative energy sources, particularly electricity, in Haitian cities (Salomon et al., 2021b). Participatory land use mapping is urgently needed and the population should be made aware of the preservation of agricultural and (semi-)natural areas in view of the various socio-ecological benefits they provide. Urban fragmentation through building densification should be controlled in urban areas, as it could pose a threat to the preservation of vegetation in the plots.

5.9 Conclusions

This study sought to highlight the spatial dynamics of land use that prevails along the urban–rural gradient of the Port-au-Prince agglomeration. Our results confirm a change in the spatial pattern along the urban–rural gradient, characterized over 35

years by a rapid progression of built-up and bare soil in urban and peri-urban zones, and of fields in the rural zone. The expansion of these anthropogenic land cover types leads to a regression in the patch area of woody and grassy vegetation among the landscape. This represents an indication of the anthropogenic impact on landscape dynamics along the urban–rural gradient of the Port-au-Prince agglomeration, the extent of which has intensified over the years in the peri-urban zone. This study provides basic information that should lead to an improved understanding of the spatial urban and peri-urban growth of the Port-au-Prince agglomeration and its impact on the different land cover types along the urban–rural gradient. This information remains crucial for the implementation of territorial development planning measures through an integrated and participatory approach.

Chapitre 6

**Monitoring of anthropogenic effects on
forest ecosystems within the municipality of
Vallières in the Republic of Haiti from 1984
to 2019**

6.1. Références bibliographiques

Salomon, W., Useni, Y. S., Kouakou, A. T. M., Barima, Y. S. S., Theodat, J.M., et Bogaert, J. (2021). Monitoring of anthropogenic effects on forest ecosystems within the municipality of Vallières in the Republic of Haiti from 1984 to 2019". *Trees, Forests and People* 6 (2021) 100135. <https://doi.org/10.1016/j.tfp.2021.100135>

6.2. Contextualisation

L'impact de l'urbanisation sur la végétation au niveau des différentes zones du gradient urbain-rural de la ville du Cap-Haitien et de l'agglomération de Port-au-Prince a été décrit au niveau des deux chapitres précédents. Toutefois, il fallait aussi évaluer l'effet des activités anthropiques sur les écosystèmes forestiers dans les zones rurales éloignées des villes (zones rurales non protégées et zone rurales protégées). C'est ainsi que ce chapitre présente l'étude menée au niveau de la commune de Vallières située dans le nord-est d'Haïti, une zone identifiée pour la création éventuelle d'une aire protégée. Cette recherche permet de comprendre la réalité des forêts dans une zone qui bénéficie peu de gestion et de protection de la part des acteurs.

6.3. Résumé

Les ressources forestières de la commune de Vallières en Haïti subissent des pressions anthropiques sans cesse croissantes, menant à la régression de leur superficie et à la dégradation de leurs services écosystémiques. Cette étude a quantifié la dynamique spatiale des écosystèmes forestiers de la commune de Vallières de 1984 à 2019 à partir de l'approche cartographique couplée au calcul des indices de structure spatiale. La tendance évolutive du paysage de la commune de Vallières et de ses sections communales révèle qu'en 35 ans la superficie des forêts a régressé à travers le morcellement des grandes taches initiales par opposition à la dynamique progressive des zones agricole et dénudée, principalement sous-tendue par la création et la fusion de leurs taches. Les causes sous-jacentes de la dynamique paysagère observée sont la pression démographique couplée à l'absence d'un programme approprié pour la préservation des ressources forestière et l'amélioration du niveau de vie de la population locale. Nos résultats justifient la mise en place de stratégies de préservation des rares taches des forêts qui subsistent, en tenant compte du contexte socio-économique local.

Mots clés : déforestation, fragmentation, indice de structure spatiale, processus de transformation spatiale, télédétection/SIG.

6.4. Abstract

The forest resources within the municipality of Vallières in the Republic of Haiti are subject to ever-increasing anthropogenic pressures, leading to a reduction in their area and the degradation of their ecosystem services. This study quantified the spatial pattern changes of forest ecosystems within the municipality of Vallières from 1984 to 2019 using a cartographic approach coupled with landscape metrics. The evolving trend in the landscape within the municipality of Vallières and its sections reveals that in 35 years the area of forests land has diminished through the fragmentation of the large initial patches, as opposed to the progressive dynamics of agricultural and bare land, mainly under strain from the creation and merging of the patches. The

underlying causes of the observed landscape dynamics are demographic pressure coupled with the lack of an appropriate program for the preservation of forest resources and improvement of the standard of living conditions of the local population. Our results justify the implementation of strategies to preserve the rare patches of the forests that remain, taking into account the local socio-economic context.

Keywords: deforestation, fragmentation, landscape metrics, remote sensing / GIS, spatial process

6.5. Introduction

The natural landscapes of Haiti, especially the forest ecosystems, are subject to destructive natural phenomena such as cyclones. However, as well as these natural phenomena, the recent demographic explosion has added the effects of anthropogenic activities to the degradation of these natural landscapes (MDE, 2019). Estimated at nearly half of the country's area (27,750 km²) at the beginning of the 20th century, forest cover reduced by between 2% and 5% in 2015 alone (FAO, 2015). When forest plantations are taken into account, some authors estimate that about 30% of the territory is covered by wooded areas (Tarter, 2016). The reduction of Haiti's forest ecosystems has led to, among other things, the erosion of biodiversity, a degradation of the agricultural quality of soils as a result of erosion, and a scarcity of wood resources (MARNDR, 2010; MDE, 2019).

The municipality of Vallières, located on Haiti's northern massif and once known for its luxuriant forests, has not been spared from the deforestation phenomenon. Indeed, despite the importance of its forest resources in the preservation of watersheds, and their importance for the local economy, this municipality's local populations have become heavily dependent on natural resources to meet their basic needs. Indeed, within the municipality, slash-and-burn agriculture, spontaneous urbanization, and the production of charcoal and wood for construction are all activities responsible for deforestation, which poses a serious threat to the exceptional diversity and endemism within the municipality of Vallières (IRATAM, 2012).

Although it is clear that in recent decades many forest ecosystems in the municipality of Vallières have been subsequently converted to seasonal cultivation (MARNDR, 2011; Cécicourt, 2020), no information exists to date on the spatial pattern of land cover changes at the scale of the municipality sections, considered as administrative subdivisions of this municipality. However, these municipality sections are distinct in terms of socio-economic conditions (MARNDR, 2011), which in turn have a large influence on landscape dynamics (Bogaert et al., 2008; Useni et al., 2017). In the current context of decentralization, the study of landscape dynamics at the scale of municipality sections seems particularly relevant, especially since the (dis)allocation of land coverage and use, which have major impacts on the changes in the landscape of the municipality, depend on the competence of the municipality sections. The scale of municipality section is therefore relevant for any study that could lead to the implementation of a responsible management strategy for forest ecosystems, on which the survival of local populations depends. For this reason, there is an urgent need to understand the impact of the activities of local populations on the

dynamics of forest ecosystems in the municipality of Vallières (and its sections), in order to ensure their sustainable management.

Thus, the present study assesses the spatiotemporal dynamics of forest ecosystems in the municipality of Vallières (Haiti) using remote sensing, Geographic Information Systems (GIS) and landscape ecology analysis tools. It is hypothesized that inappropriate management of agricultural development and habitat expansion has led to a spatial pattern change in the landscape, materialized by a decrease in area but an increase in the number of forest ecosystem patches, depending to varying degrees on the socio-economic context of each section.

6.6. Materials and Methods

6.6.1. Study environment: the municipality of Vallières and its sections

The study was conducted in the municipality of Vallières (19°24'00"-19°33'10" N and 71°53'00"-72°05'00" W), located in the north-east department of Haiti. This municipality is divided into three sections, namely Trois Palmistes, Écrevisse or Grosse-Roche and Corosse (Figure 6.1). This municipality covers an area of 158.46 km² (82.95 for Trois-Palmistes, 47.93 for Corosse and 27.96 for Corosse) with an altitude ranging from 517 m to 1136 m and a relief dominated by a succession of steep mountains. Its climate is of the Af (tropical) type, according to the Köppen-Geiger classification system, characterized by average annual temperatures in the range of 21.1°C to 24.9°C and total annual precipitation reaching 2,036 mm spread over two rainy seasons (May to June and September to December; MARNDR, 2011). The rainy season is interspersed with a winter drought from January to February and a summer drought from June to August (IRATAM, 2012; Célécourt, 2020). The natural woody vegetation within the municipality of Vallières consists essentially of forest ecosystems dominated by *Pinus occidentalis* L. The population, estimated at 23,536 inhabitants (IHSI, 2015), is mainly engaged in subsistence agriculture, livestock, trade, the exploitation of wood for building and the production of firewood/charcoal, etc. (PADEDD, 2008). There are also mining resources (copper and gold) whose exploitation remains essentially artisanal (MARNDR, 2011). The municipality sections, although dominated by agricultural activities, have contrasting socio-economic characteristics. Thus, the Trois Palmistes section, which is the capital of the municipality of Vallières, contains the devolved services of the Haitian state (town hall, general tax office, etc.). The Corosse and Grosse Roche sections are difficult to access by road, despite the construction of new roads (MARNDR, 2011). In the communal sections of Trois Palmistes and La Grosse, about 60% of the land is used for agriculture, compared with 75% in Corosse (MARNDR, 2008).

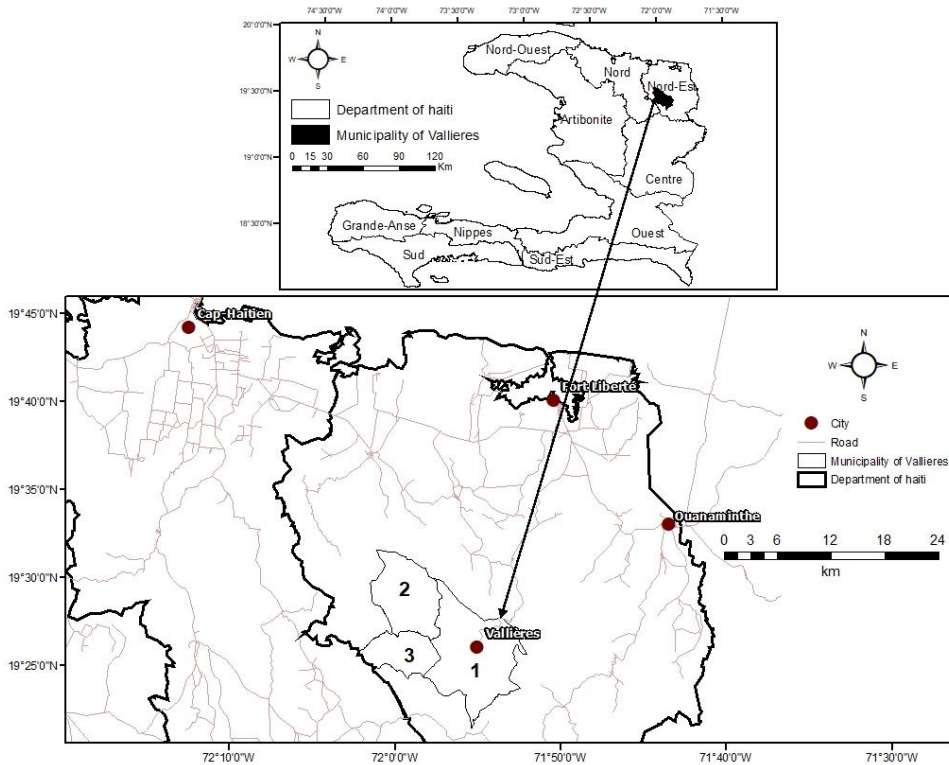


Figure 6.1: Location of the municipality of Vallières within North-East of the Republic of Haiti and its communal sections: Trois Palmistes (1), Grosse Roche (2) and Corosse (3).

6.6.2. Choice of data and materials used

To monitor and detect land cover changes within the municipality of Vallières, three Landsat images with a spatial resolution of 30 m were used. These images were acquired on 30/01/1984 (Multispectral Scanner System sensor), 23/12/1998 (Thematic Mapper sensor) and 01/12/2019 (Operational Land Imager sensor). These dates correspond to the dry season within the region, in order to minimize the effect of clouds and their shadows (Clerici et al., 2006). Additional data includes shapefiles illustrating the boundaries of the municipality of Vallières and its sections, from the Centre National de l'Information Géographique et de Statistique (CNIGS). The pre-processing and spatial analysis of Landsat images was carried out with ENVI 5.3 and ArcGIS 10.5.1 software.

6.6.3. Preprocessing of Landsat images

The different images used were reprojected into the UTM (Universal Transverse Mercator) / Zone 19 N system, based on the WGS 84 (World Geodesic System) reference ellipsoid. Subsequently, the orthorectification of the Landsat images of 1984 and 1998 was verified on the basis of the Landsat image of 2019, using 64 invariant and well-distributed ground control points throughout the study area. The geometric

accuracy of the calibration between different scenes was less than 1 pixel, to ensure the efficiency of the landscape change analysis (Mas, 2000).

6.6.4. Supervised classification and validation of classification quality

False composite colors of Landsat images were made by combining the near-infrared, red and green bands, the first two channels being adapted for vegetation discrimination (Bonn and Rochon, 1992). Moreover, 640 training zones of all land cover were collected from field visits using GPS (Garmin 66s with an accuracy of 3 m) and visual interpretations of the false composite color with the help of personal knowledge of the study area and high resolution images, such as Google Earth, between October and November 2019. Of these points, 360 training zones were used for supervised classification of Landsat images, based on the maximum likelihood algorithm. Statistical training sites were used to calculate the probability of membership of each pixel to one of the land cover types (Mas, 2000). Initially, eight land cover types were identified and eventually grouped into three categories: agricultural land (fallow, pasture, crops and agroforestry systems), forest land (deciduous forest and coniferous forest) and bare land (bare soil, built-up land, and roads). According to Zerga et al. (2021), bare lands are areas of land that have been without natural cover or have degraded, either due to erosion, over-grazing or crop cultivation, or through use as urban fabric for residential purposes; forest lands are areas covered by natural or planted trees; agricultural lands are areas prepared for growing crops, areas currently covered with crops, or areas covered with grass and used for livestock grazing.

Subsequently, 280 homogeneous plots were used to evaluate the reliability of the supervised classification of the Landsat images used. As a result of the variation in area coverage of land cover within the municipality of Vallières and its sections, the numbers of reference points were diverse. The LULC types, which have large area coverage such as Enset-based agroforestry, cereal crops, grazing land and forests (natural and plantation forests, including eucalyptus), 50 reference points were considered for each of them. There were 15 reference points of bare land. This evaluation was performed using the Kappa coefficient, and to determine overall accuracy two indices were derived from the confusion matrix and deemed appropriate for the validation of supervised classifications. The raster format of the classified land cover types was then converted into a vector format.

6.6.5. Analysis of the landscape spatial pattern dynamics

The anthropogenic impact on the morphology of the Vallières Municipality landscape and its sections was highlighted from the calculation of the average area (AA), the percentage in landscape (PLAND), the median area (AMED), the class area (CA), the patch density (PD), defined as the ratio between the number and the total area of the patches within the territory considered, the largest patch index (LPI), defined as the ratio of the largest patch area to the class area, the disturbance index (U), defined by O'Neill et al (1998) as the ratio of the cumulative area of anthropogenic land cover (Agricultural and Bare land), and the cumulative area of natural land cover (Forest land). The classified images were compared from two periods, 1984–1998 and 1998–2019.

Furthermore, the decision tree algorithm proposed by Bogaert et al. (2004), which is essentially based on the main elements of the landscape configuration, such as the patch number (expressed in this study through the patch density) and the class area, allowed the identification of the spatial transformation processes that underlie the changes observed within the three land cover classes studied. Comparing $t_{obs} = a_0/a_1$ values (0 is considered the initial year of the period and 1 the terminal year of the period) with the predefined $t = 0,5$ allowed for the dissociation of fragmentation from dissection (Barima et al., 2016). Values less than 0.5 suggest fragmentation; those between 0.5 and 0.59 reflect dissection tending toward fragmentation. In contrast, values greater than or equal to 0.6 suggest dissection.

6.7. Results

6.7.1. Classification and mapping

Evaluation of the performance results of the classified Landsat images indicates overall accuracy values ranging from 97.50% to 98.93% (Table 6.1). These accuracies were confirmed by the Kappa coefficients, whose values varied from 96.13% to 99.45%, suggesting a good discrimination of land cover. However, some confusion was noted in 2019, particularly since 6.15% of the pixels in the bare land were classified as agricultural land while 2.15% of the agricultural land pixels were classified as forest land. With user accuracies between 99 and 100%, the forest land was least affected by the samples of the other forms of land cover. The 1998 Landsat image shows a better classification of the bare land, with 98.36% of the pixels correctly classified. Producer's accuracy (PA) of the individual classes of the three classified maps ranged from 93.85% (bare land in 2019) to 100% (forest land in 1984 and 1998; agricultural land in 1998). The user accuracy (UA) was lowest for the agricultural land in 2019 (94.79%) and the highest for the agricultural and forest land (100%) in 1984 (Table 6.1).

Three land cover maps were produced, illustrating the evolutionary trend of land cover within the municipality of Vallières and its sections (Figure 6.2). The visual analysis of the landscape spatial evolution between 1984 and 2019 shows an overall spatial reduction of forest land mainly in favor of agricultural land, but also in favor of bare land, though to a lesser extent (Figure 6.2).

Table 6.1: Accuracy assessment matrix for the classified Landsat images of 1984, 1998 and 2019. The cells of the matrices represent the pixels. UA=User’ accuracy; PA= producers’ accuracy. The columns represent actual location of samples on the ground, while rows display classified data showing location of samples in the classified images. Diagonal numbers showed in bold are the correct classifications. The off diagonal numbers in rows and columns are misclassifications or errors.

		Classified data				
	Reference data	Forest land	Agricultural land	Bare land	Total	PA (%)
1984	Forest land	123	0	0	123	100.00
	Agricultural land	0	96	2	98	97.96
	Bare land	0	0	59	59	100.00
	Total	123	96	61	280	
	UA	100.00	100.00	96.72		
Overall accuracy= 98.93 Kappa Coefficient= 98.33%						
1998	Forest land	122	0	0	122	100.00
	Agricultural land	1	95	1	97	97.94
	Bare land	0	1	60	61	98.36
	Total	123	96	61	280	
	UA	99.19	98.96	98.36	280	
Overall accuracy= 99.67% Kappa Coefficient=99.45%						
2019	Forest land	121	1	0	122	99.18
	Agricultural land	2	91	0	93	97.85
	Bare land	0	4	61	65	93.85
	Total	123	96	61	280	
	UA	98.37	94.79	100.00		
Overall accuracy= 97.50% Kappa Coefficient= 96.13%						

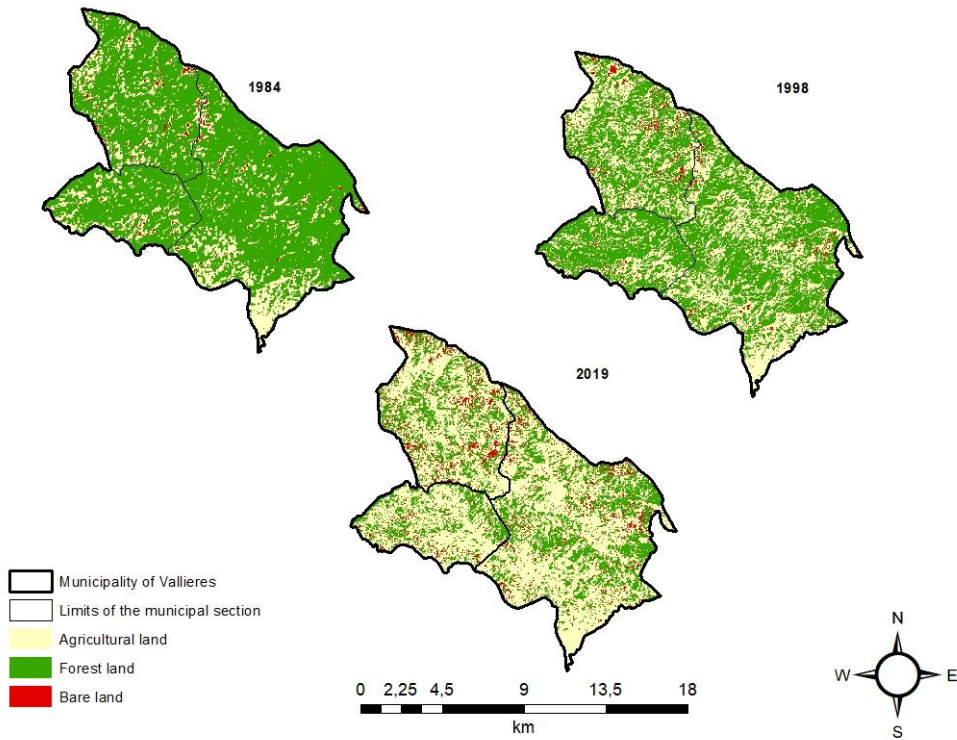


Figure 6.2: Land use and land cover in the municipality of Vallières and its sections during the study periods. Maps have been obtained from supervised classification of Landsat images from 1984, 1998 and 2019 based on the maximum likelihood algorithm.

6.7.2. Compositional dynamics

The results of land cover change between 1984-1998 and 1998-2019, based on the evolution of PLAND, show that the forest land that was the dominant matrix of the landscape in 1984 and 1998 has been replaced by agricultural and bare land that have increased within the municipality of Vallières and its sections. In the Corosse section, deforestation seemed to be most marked between 1998-2019, compared with the period 1984-1998. As for the agricultural land, this has experienced a progressive dynamic, since its area has tripled within the municipality of Vallières and its sections, and has thus become the new dominant land cover of the landscape in 2019 (Figure 6.3).

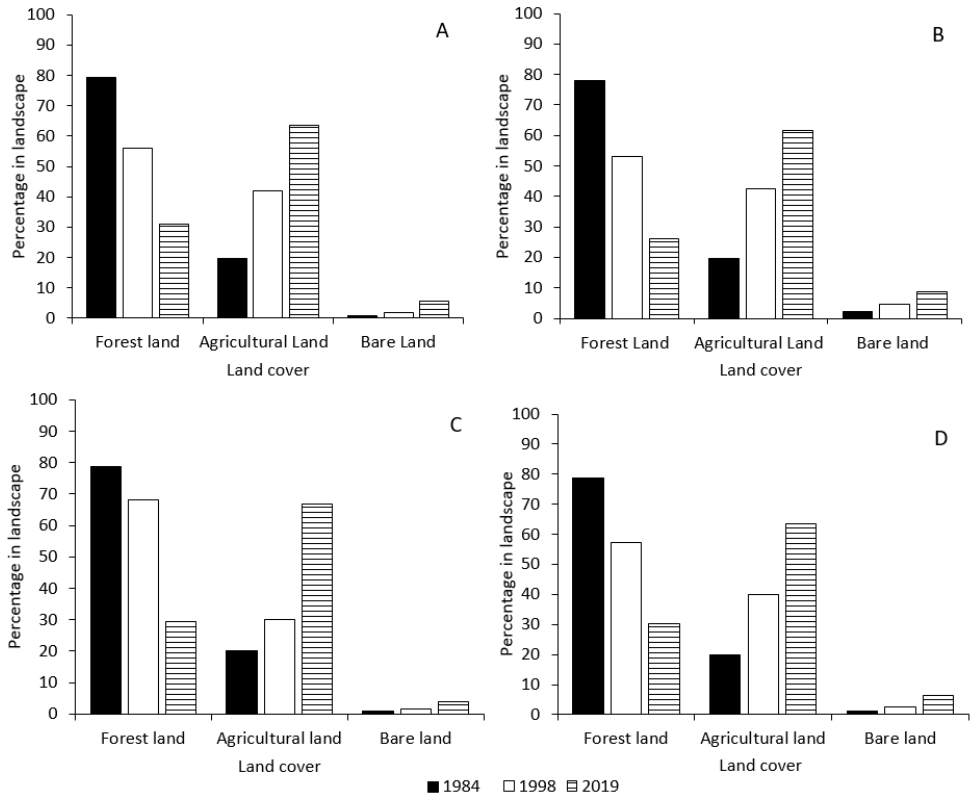


Figure 6.3: Evolution of the PLAND of forest, agricultural and bare land within the Trois Palmistes section (A), Grosse Roche section (B), Corosse section (C) and the municipality of Vallières (D) in 1984, 1998 and 2019. The data are derived from the classification of Landsat images based on the maximum likelihood algorithm.

6.7.3. *Spatial pattern dynamics and anthropogenic landscape change*

Between 1984 and 1998, the municipality of Vallières experienced an increase in the forest land PD followed by a decrease in CA, suggesting dissection ($t_{obs} = 0.73 > t = 0.5$) as the dominant spatial transformation process (Table 6.2). At the level of municipality sections, the trend toward dissection of forest patches was also observed during this same period ($t_{obs} = 0.71$ for the Trois Palmistes section, $t_{obs} = 0.68$ for the Grosse Roche section, and $t_{obs} = 0.86 > t = 0.5$ for the Corosse section). The second period (1998-2019) was characterized by a decrease in CA in parallel with an increase in the PD of forest land within the municipality of Vallières, which is an indication of a transition from dissection to fragmentation ($t_{obs} = 0.52 > t = 0.5$) as the dominant spatial transformation process. The Trois Palmistes section also experienced dissection tending toward fragmentation of forest land patches ($t_{obs} = 0.58 > t = 0.5$), while in the Grosse Roche and Corosse sections, forest land underwent patch fragmentation ($t_{obs} = 0.49$ et $t_{obs} = 0.43 < t = 0.5$) reflected by an increase in PD followed by a decrease in their CA (Table 6.2).

Table 6.2: Evolution of CA (km²) and PD expressed as number of patches per km² within the municipality of Vallières and its sections in 1984, 1998 and 2019. These two metrics help in identifying the spatial transformation process according to the decision tree algorithm of Bogaert et al. (2004)

	Year	Landscape metric	Trois Palmistes section	Grosse Roche section	Corosse section	Municipality of Vallières
Forest land	1984	CA	64.86	36.33	21.78	122.97
		PD	0.66	0.22	0.32	0.47
	1998	CA	45.86	24.81	18.82	89.49
		PD	5.91	6.21	2.13	5.20
	2019	CA	26.80	12.25	8.18	47.23
		PD	40.01	41.46	38.75	40.17
Agricultural land	1984	CA	16.18	9.18	5.59	30.95
		PD	31.45	21.89	32.73	34.83
	1998	CA	34.29	19.84	8.30	62.43
		PD	26.25	27.26	56.03	30.53
	2019	CA	51.79	28.87	18.39	99.05
		PD	31.28	42.06	72.48	25.23
Bare land	1984	CA	0.69	1.13	0.26	2.08
		PD	124.10	106.67	135.14	116.03
	1998	CA	1.49	2.09	0.49	4.07
		PD	186.43	193.41	521.39	303.46
	2019	CA	4.52	4.11	1.09	9.72
		PD	277.25	243.67	343.72	325.38

This trend of dissection and fragmentation of forest land patches was also observed by the decrease in the LPI of forest patches within the municipality of Vallières between 1984 and 2019 from 98.99% to 26.82%. It should be noted that this decrease was most significant between 1998 and 2019, as the value of LPI fell from 94.22% to 26.82%, an approximately fourfold decrease in 21 years (1998-2019). This process was also observed in the three municipality sections where the LPI of forest patches decreased from over 90% in 1984 and 1998 to 18.78%, 8.77% and 13.29% in 2019 respectively in the Trois Palmistes, Grosse Roche and Corosse sections. This reflects a dynamic of large forest patch fragmentation in the landscape into a large number of small patches, probably coupled with greater spatial isolation, especially during the second study period. The decrease in AA and AMED of forest land also indicates the preponderance of small forest patches in the landscape of the municipality of Vallières and its sections. Accordingly, the amplitudes of spatial pattern dynamics are, in fact, stronger, particularly in the Grosse Roche and Corosse sections (Table 6.3).

Between 1984 and 1998, creation was the dominant spatial transformation process of the agricultural and bare land within the municipality of Vallières and its sections as the PD and CA increased (Table 6.2). On the other hand, the processes of patch aggregation and creation were dominant, respectively, for agricultural land and bare land from 1998 to 2019. Indeed, the increase in the CA was accompanied by a

decrease of PD in agricultural land, but an increase in the PD. The agricultural zone in the three municipality sections showed an increase in PD and CA, suggesting creation as the dominant spatial transformation process. The Trois Palmistes and Grosse Roche sections also experienced the creation of bare land patches as the dominant spatial transformation process, while patch aggregation was observed in the Corosse section (Table 6.2). This tendency towards the merging of the small patches of the agricultural and bare land in the landscape was also reflected in the increase of their LPI over time, also in the AA and AMED (Table 6.3).

The extent of anthropogenically driven change of the landscape in the municipality of Vallières and its sections was illustrated by the U index. The value of the U index has increased eightfold in 35 years, from 0.27 in 1984 to 2.30 in 2019 in the municipality of Vallières. The almost tenfold increase in the value of the U index in Trois Palmistes section (0.26 in 1984 and 2.10 in 2019), the Grosse Roche section (0.28 in 1984 and 2.69 in 2019) and the Corosse section (0.27 in 1984 and 2.38 in 2019), expresses an important dynamic of the decrease in the proportion of forest land and its conversion into anthropogenic land cover.

Table 6.3: Quantifying of landscape anthropisation from the evolution of the LPI (%), AMED (km²) and the AA (km²) of forest, agricultural and bare land within the municipality of Vallières and its sections in 1984, 1998 and 2019.

	Year	Landscape metric	Trois Palmistes section	Grosse Roche section	Corosse section	Municipality of Vallières
Forest land	1984	LPI	98.24	98.24	99.78	98.99
		AA	1.41	4.55	3.10	2.12
		AMED	0.01	0.02	0.01	0.01
	1998	LPI	93.10	93.05	98.51	94.22
		AA	0.17	0.04	0.47	0.19
		AMED	0.00	0.01	0.00	0.00
	2019	LPI	18.78	8.77	13.29	26.82
		AA	0.02	0.02	0.02	0.04
		AMED	0.00	0.01	0.00	0.00
Agricultural land	1984	LPI	35.10	35.10	12.16	4.69
		AA	0.00	0.02	0.01	0.04
		AMED	0.00	0.00	0.00	0.00
	1998	LPI	18.73	11.45	31.18	10.29
		AA	0.04	0.16	0.02	0.03
		AMED	0.00	0.00	0.00	0.00
	2019	LPI	57.93	62.35	43.50	60.70
		AA	0.04	0.32	0.21	0.09
		AMED	0.01	0.01	0.01	0.00
Bare land	1984	LPI	9.35	9.35	9.72	3.47
		AA	0.01	0.01	0.01	0.00
		AMED	0.00	0.00	0.00	0.00
	1998	LPI	16.13	45.32	23.69	2.70
		AA	0.01	0.01	0.01	0.00
		AMED	0.00	0.01	0.00	0.00
	2019	LPI	2.43	4.56	66.76	3.00
		AA	0.02	0.01	0.02	0.01
		AMED	0.01	0.01	0.01	0.02

6.8. Discussion

6.8.1 Methodological approach

Landsat images are freely available and can be advocated for large-scale studies, as they provide a global view of the entire landscape (Bamba, 2010; Barima et al., 2011; Mama et al., 2013). Coupled with the reduced amount of land cover identified in this study and a good knowledge of the region, the supervised classifications of Landsat images resulted in acceptable values for the map accuracies produced (Mama et al.,

2014). Furthermore, the basic data used to analyze the dynamics of the anthropogenic change of forest ecosystems in the municipality of Vallières are derived from landscape metrics related to the area and patch numbers, which are likely to elucidate the fragmentation of complex landscapes (Burel and Baudry, 2003; Bogaert and Mahamane, 2005). It should be noted that few landscape metrics have been used in this study, since most are highly correlated (Bogaert and Mahamane, 2005).

6.8.2. Slash-and-burn agriculture and deforestation in the municipality of Vallières

The analysis of the landscape dynamics within the municipality of Vallières shows that forest land has been replaced by anthropogenic formations (agricultural and bare land). The results obtained illustrate that the extent and rate of deforestation reached an annual rate of 1.92% between 1984 and 2019, which remains well above the rates recorded between 1985 and 2018 at the level of the national parks of La Visite (1.2%), the national park of Macaya (1.4%; Salomon et al., 2021b). The Corosse section records the highest rate of disturbance and loss of forest land (2.41%) during the second period studied (1998-2019), due probably to the opening of a new road that facilitates intensive trade in charcoal and timber for construction. Our results corroborate the findings of Marsiket al. (2011) and Newman et al. (2014) that there is a link between the presence of roads and deforestation dynamics. In addition, the Corosse section has a higher population density, estimated at 181.47 inhabitants/km², compared with 148.12 inhabitants/km² for the Grosse-Roche section and 142.21 inhabitants/km² for the Trois-Palmistes section (IHSI, 2015). This reveals the relevance of the influence of population density on deforestation, as confirmed by Aide et al. (2011) in the Caribbean region and elsewhere (Kouakou et al., 2017; Useni et al., 2017a).

Anthropogenic effects on forest lands were illustrated by the fragmentation and isolation of patches due to agricultural and bare land expansion in the landscape. Anthropogenic impact was also demonstrated by the presence of a higher amplitude of spatial dynamics of forest patches as opposed to agricultural and bare land, particularly in the Grosse Roche and Corosse sections. This situation could be explained by the precarious socio-economic conditions of the population, coupled with the absence of local services (care, water, sanitation, agricultural bank, etc.) from the Haitian state in these areas (MARNDP, 2008 et 2011). These results also corroborate the findings of Versluis and Rogan (2010) in Fonds-Verrettes, where anthropogenic activities have contributed to the change in landscape dynamics in favor of agriculture. This implies that the acquisition of fertile soils for agriculture, particularly slash-and-burn agriculture, is at the root of forest degradation in the areas of Haiti's landscape dominated by forest patches. Indeed, being deprived of any state support, the population in rural Haiti, with little possibility of economic diversification, considers forest resources as the main means to sustain its livelihood (IRATAM, 2012). Moreover, with limited financial means that do not allow local populations to purchase agricultural inputs such as chemical fertilizers, forest soils have been pervasively overrun by agricultural households in the region due to their chemical fertility. In this context, the yield of main crops has been increased by the slash-and-burn cropping system, as demonstrated by maize (of 0.79 t/ha) and bean (0.36 t/ha) yields that are significantly lower than the yields obtained in fertile lands,

which are around 4 t/ha for maize and 1.5 t/ha for beans (MARNDR, 2017). Thus, following the intensification of agricultural activities and urban expansion under the effect of population growth, the forest ecosystem land has tended to disappear from the landscape, given the limited nature of geographical space according to the chorology (Bogaert et al., 2015).

It should also be noted that the forest trees are being cut for the exploitation of timber, charcoal and firewood. Indeed, charcoal and firewood have emerged as the only fuels accessible in more than 70% of households in urban areas and more than 90% of households in rural areas (Racicot, 2011), in a context of increasing impoverishment of the rural population of Haiti, which lives below the poverty line (May, 2015; Hérard, 2019). Faced with this, the exploitation of wood species is generally considered a logical palliative and is usually carried out in an indiscriminate manner (Bellande, 2009). It is true that tree species have played and will continue to play an important role as alternatives to fuel and to solve construction material problems in Haiti. However, the extent to which these factors vary from one area to another, and from one period to another, is leading to an uneven distribution of forest cover loss. For example, from 1984 to 1998, changes in forest land were less significant in the Corosse section due to its reduced accessibility, as evidenced by the absence of a road linking it to other areas. In addition, this section recorded relatively modest population growth during this period (1984-1998), in contrast to the second period from 1998 to 2019 (PADEDD, 2008; IRATAM, 2012). Thus, between 1998 and 2019, the Corosse section recorded the highest forest loss (about 60%), the highest among all sections within the municipality of Vallières and the country, which recorded only 7% of forest cover loss between 2001 and 2017 (MDE, 2019). The accentuated degradation of forest land has led ineluctably to the creation of bare land, as demonstrated in this study, which covered approximately 3.94% of the landscape in the municipality section of Corosse, 6.88% in Trois-Palmistes in 2019 and up to 9.09% of the landscape in the municipality section of Grosse Roche. These results corroborate those of the General Agricultural Census indicating that 25% of agricultural land has been abandoned following soil degradation in Grosse Roche, against 20% in Trois Palmistes and 15% in Corosse (MARNDR, 2008). This situation is also attributable to the weak capacity of the various stakeholders (the Town Hall, the Boards of Directors of the Communal Sections, etc.) for effectively addressing the problem of forest management and preservation. Indeed, it is well recognized that the higher environmental degradation in developing countries compared with developed countries is due to differences in socioeconomic development and enforcement of environmental regulations (FAO and PNUE, 2020).

6.8.2. Implications for land use planning, management and conservation

This study revealed that agricultural and energy production contributes to the regression of forest ecosystems, probably associated with the loss of plant species; this is typical for most forest areas in Haiti (MARNDR, 2010; Salomon et al., 2021a). Fragmentation is recognized as the primary cause of the erosion of biodiversity, among other things through habitat loss as demonstrated in our study. Moreover, the remaining forest fragments may be increasingly isolated, limiting the exchange of propagules between populations of animal and plant species. Yet, natural vegetation

is a vital component of the ecosystem by providing ecosystem services like wildlife habitats, regulation of climate, provision of various forest products, etc. Therefore, it is important to preserve the few remaining forest patches by opting for the improvement of land tenure security, the improvement of more sustainable agricultural practices by producers, and the implementation and enforcement of existing forestry legislation. Indeed, our results show that the expansion of agricultural areas leads to significant deforestation. In a context of poverty and the high cost of mineral fertilisers, farmers' clear forests to plant their crops for two to three years, before opening up new ones when they observe a downward trend in yield. Such a practice could lead to land saturation as geographical space is a limited resource (Bogaert et al. 2015), in an area where the population growth rate remains high while the yield of the main crops remains below their potential. At the same time, there is a need to train local farmers in the practice of agroforestry. Tree species of the Fabaceae family capable of creating symbioses with bacteria for nitrogen fixation for the benefit of crops or those capable of creating mycorrhizal symbioses exist in the region (Koochafkan et Liline, 1987). In order to promote exchanges between plant/animal communities in isolated fragments, planted corridors of native plant species should be created. This approach has already been tested in Benin (Bogaert et al., 2011). Although wood no longer plays an important energy role worldwide and is being replaced by other energy sources (coal, gas, nuclear energy), wood continues to play an important role in Haiti where it meets more than 70% of energy needs. However, our results show that the wood resource is becoming scarcer in the Vallières landscape, which has both economic (loss of employment and income for charcoal producers) and social consequences (the lack of wood energy limits the amount of food cooked and therefore has negative consequences for nutrition and health). It should be noted that the rapid development of the charcoal network is a popular reaction to the dysfunctional electricity supply system in Haitian cities. Thus, in order to reduce the collection of wood for energy production, new techniques and practices need to be adopted, such as the search for species with high calorific value in order to increase the yield of carbonization, the substitution of wood energy by renewable energies, the energy recovery of waste and the improvement of energy efficiency through the use of improved stoves (Bangirinama et al., 2016, Useni et al, 2017).

6.9. Conclusions

The present study evaluates the landscape changes within the municipality of Vallières (Haiti) and its sections through landscape metrics coupled with remote sensing and Geographic Information Systems (GIS). Our central hypothesis stated that the inappropriate management of the expansion of agricultural and bare land in the landscape has led to the fragmentation and isolation of forest ecosystem patches, to varying degrees from the socio-economic context of each section; based on our observations and analyzes, we confirm this hypothesis. Indeed, the results reveal that the creation of new agricultural land areas, followed by their merger, has led to a modification of the spatial pattern of the landscape within the municipality of Vallières and its sections. In this context, the forest land has been increasingly threatened by anthropogenic activities. Thus, between 1984 and 2019, the proportion of forest in landscape has reduced markedly in the landscape through the

fragmentation of its patches. Indeed, the forest land that largely dominated the landscape between 1984 and 1998 has been found in 2019 to be in a fragmented state within an agricultural matrix. The precarious socio-economic conditions of the rapidly growing local population, coupled with the absence of a policy of good governance of forest land, are responsible for the observed landscape dynamic.

Chapitre 7

**Dynamique paysagère du Parc National
Naturel de la Forêt des Pins en Haïti (1973-
2018**

7.1. Références bibliographique

Salomon, W., Useni, Y. S., Kouakou, A. T. M., Barima, Y. S. S., Theodat, J.M., et Bogaert, J. (2021). Dynamique paysagère du Parc National Naturel de la Forêt des Pins en Haïti (1973- 2018). *Tropicultura* 39 (2021): 2, 183. DOI: <https://popups.uliege.be/2295-8010/index.php?id=1831>

7.2. Contextualisation

Le chapitre précédent a permis de comprendre la réalité des forêts dans une zone rurale éloignée des villes qui bénéficie peu de gestion et de protection de la part des acteurs. A travers ce chapitre et le suivant, des analyses de la dynamique ont été réalisées au niveau des paysages des parcs nationaux de préférence se trouvant dans des zones rurales éloignées des villes. Ainsi, au niveau de ce présent chapitre, les changements opérés dans la structure du paysage de l'Unité 2 du Parc National Naturel de la Forêt des Pins (PNN-FP2) a été analysées. La configuration et la composition du paysage de ce parc national a été étudiée à travers des indices de structures spatiale et de la matrice de transition. Les processus de transformation spatiale associée à la végétation arborée, la végétation dégradée les champs, les bâtis et le sol nu ont été identifiés à l'aide de l'arbre présenté par Bogaert et al (2004).

7.3. Résumé

En Haïti, la couverture forestière est en constante régression et n'excède pas 3,5% du territoire national. Des aires protégées ont été créés pour préserver les rares massifs forestiers, dont le PNN-FP2. Toutefois, les maigres ressources forestières de ce parc sont sujettes aux diverses pressions anthropiques, telles l'agriculture, l'exploitation du bois d'œuvre, l'urbanisation, etc. menant à la régression de leur superficie dans le paysage. Cette étude a évalué la dynamique spatio-temporelle de l'anthropisation des écosystèmes forestiers du PNN-FP2 à partir de quatre images Landsat datant de 1973, 1986, 1999 et 2018. L'approche cartographique combinée aux outils d'analyse de l'écologie du paysage a révélé que la couverture forestière naturelle a connu, en 45 ans (de 1973 à 2018), une dynamique régressive matérialisée par une perte de 59,63% de sa couverture au profit des classes anthropiques (Champs et jachères, Végétation dégradée et Sol nu). La régression de la couverture forestière est sous-tendue par la dissection et la fragmentation de ses taches par opposition à la création des taches de classes anthropiques. Nos résultats justifient le besoin urgent de développer une politique de gestion intégrée, adéquate et participative afin de préserver durablement les forêts du PNN-FP2.

Mots clés : déforestation, dynamique paysagère, écologie du paysage, forêt des Pins, télédétection/SIG, Haïti.

7.4. Abstract

In Haiti, forest cover is in constant decline and does not exceed 3.5% of the national territory. Parks have been created to preserve the rare forests, including Unit 2 of the Pine Forest National Natural Park (PNN-FP2). However, the meager forest resources of this park are subject to various anthropogenic pressures (agriculture, timber exploitation, urbanization, etc.) leading to the decline of their area in the landscape. This study evaluated the spatio-temporal dynamics of the anthropization of forest

ecosystems in PNN-FP2 from four Landsat images dating from 1973, 1986, 1999 and 2018. The cartographic approach combined with the analysis tools of landscape ecology revealed that the natural forest cover has experienced, in 45 years (from 1973 to 2018), a regressive dynamic materialized by a loss of 59.63% of its coverage to the benefit of anthropogenic classes (Fields and fallows, Degraded vegetation and Bare land) The regression of forest cover is underpinned by the dissection and fragmentation of its spots as opposed to the creation of the anthropogenic class spots. Our results justify the urgent need to develop an integrated, adequate and participatory management policy in order to sustainably preserve the forests of PNN-FP2.

Keywords: deforestation, landscape dynamics, landscape ecology, Haiti, Pine Forest, remote sensing / GIS

7.5. Introduction

La forêt figure parmi les ressources naturelles dont la préservation est l'une des préoccupations du développement durable, notamment en raison de l'intérêt des générations actuelles et futures pour ses nombreux services écosystémiques (Wainger et al., 2010). Cependant, les conditions socioéconomiques dans lesquelles vivent les populations des pays du Sud les rendent tributaires des activités perturbatrices des écosystèmes forestiers (White et al., 2013). Par conséquent, entre 2010 et 2020, la perte de la superficie forestière mondiale a été estimée à 47 millions d'hectares (FAO, 2020). L'Amérique du Nord et centrale figurent parmi les régions qui enregistrent des pertes importantes de la couverture forestière, touchant plus d'un million d'hectares entre 2010 et 2020 et entraînant, entre autres, une diminution de ses capacités à capter et stocker le carbone, à conserver la biodiversité et à protéger les sols de l'érosion (FAO, 2020).

Toutefois, très peu d'attentions est accordé à la caractérisation de la dynamique de l'occupation du sol au sein des forêts des îles des Caraïbes (Versluis et Rogan, 2010, Wainger et al., 2010), dont celles d'Haïti. Ainsi, Haïti, avec une couverture forestière estimée à moins de 3,5% de sa superficie (27 750 km²) en 2015 contre près de 50% au début du 20^{ème} siècle (Dolisca et al, 2007), reste parmi les pays les moins étudiés dans les Caraïbes, en dépit du fait qu'il enregistre une déforestation largement aiguë (Churches et al., 2014 ; Dolisca et al, 2007). Pour enrayer cette déforestation, diverses instances ont préconisé la mise en place d'aires protégées plus nombreuses, mieux placées, plus représentatives et avec moins d'impact humain (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Toutefois, seulement 4 des 35 aires protégées inscrites dans la législation haïtienne (la loi du 17 Août 1955 sur les zones réservées, le décret du 18 Mars 1968 définissant les parcs nationaux, etc.) font l'objet d'une forme quelconque de gestion (PNUE et al., 2010). Les autres parcs, particulièrement les écosystèmes marins, se trouvent déjà dans un état de dégradation avancée suite à l'urbanisation et à leur exploitation abusive, notamment pour la quête du bois (PNUE et al., 2010).

Les ressources forestières haïtiennes sont fortement affectées par les forces naturelles et anthropiques. En effet, de nombreuses régions montagneuses d'Haïti sont soumises chaque année à des ouragans et à d'autres phénomènes météorologiques violents qui contribuent à la chute des arbres et à l'érosion des sols (Vital J. A., 2008). Toutefois, la déforestation ne cesse d'être intensifiée suite à l'explosion démographique couplée à la pauvreté, d'autant plus que près de 90% de la population

rurale vit avec moins de 2 \$ USD par jour (CFET, 1999, MDE et al., 2017, MDE et al., 2017). La déforestation en Haïti est aussi causée par la faiblesse des mécanismes de gestion forestière à long terme englobant le manque d'une politique bien définie et adoptée pour la gestion des ressources naturelles associé à la complexité du régime foncier (Vital, 2008,).

En Haïti, la Forêt des Pins a été créée par Arrêté en 1937 sous le nom de la Réserve Forestière de la Forêt des Pins et couvrant une superficie de plus de 38 000 ha. En Janvier 2014, l'Arrêté présidentiel en a modifié le statut et a subdivisé la forêt en deux parties : l'unité I qui se situe à l'est et l'unité II à l'ouest. Cette dernière, dénommée le Parc National Naturel de la Forêt des Pins (PNN-FP2), couvre la plus grande superficie en *Pinus Occidentalis* du pays, une espèce endémique de l'île Hispaniola. Cependant le PNN-FP2 a été, depuis des décennies, sujet aux activités anthropiques, entre autres l'exploitation exclusive concédée par l'Etat à des concessionnaires, la coupe illégale du bois, les feux de forêt, les cultures itinérantes (dont les cultures sur brûlis), le pâturage et l'expansion anarchique du bâti (DDC et al., 2010). La pauvreté, le régime foncier, le faible niveau d'éducation et de la taille (six personnes en moyenne) et le nombre élevé des ménages sont aussi des facteurs importants à la base de la déforestation au niveau de la Forêt des Pins (Wilson et al., 2001 ; Dolisca et al., 2007). En effet, en 2013, la population totale du PNN-FP2 a été estimée à 59 300 habitants répartie au sein de 10 000 ménages (Helvetas et al., 2013) contre 13 500 habitants environ distribués en 1 780 ménages en 1999 (CFET, 1999), ce qui amplifie la pression anthropique sur les rares ressources naturelles du PNN-FP2. Ainsi, une réduction de la couverture forestière de l'ordre de 61% a été enregistrée au niveau de la Réserve forestières de la forêt des pins (ensemble formée par les deux unités) sur la période de 1977 à 1997, contre 43% sur la période de 1959 à 1977 (Berry et Musgrave, 1978 ; MDE et al., 2017). Par conséquent, plusieurs espèces animales endémiques telles que le *Juniperus ekmanii* Florin sont en danger critique d'extinction suite à la perte de leur habitat (Mezard, 2018).

Face à la dégradation de la couverture forestière, divers efforts ont été consentis par des organisations non gouvernementale, notamment Helvetas, la Direction du Développement et de la Coopération suisse (DDC) et l'État haïtien en vue de définir des stratégies de gestion efficaces du PNN-FP2 à travers la mise en place d'un plan de gestion. Toutefois, ces efforts, tout en permettant d'avancer timidement vers une gestion effective (implication des organisations locales, corps de surveillance opérationnel, etc.), ne permettent pas de mitiger toutes les menaces sur les ressources du parc du fait de la progression continue de la matrice anthropique environnante (MDE et al., 2017).

Les études existantes ont quantifié et cartographié le changement du couvert forestier dans la Réserve de la Forêt des Pins de 1956-1958 et 1977-1978 (Berry et Musgrave, 1978) ou une partie de celui-ci (1979 à 2000 ; Versluis et Rogan, 2010) par télédétection. D'autres études ont donné un aperçu de la variation spatio-temporelle de la couverture végétale le long de la frontière Haitiano-dominicaine par une approche de l'indice de végétation par différence normalisée (NDVI en anglais ; Wilson et al., 2001). La dynamique de l'occupation du sol récente du PNN-FP2 n'est pas connue et l'évaluation de son impact sur les processus écologiques qui s'y déroulent n'a fait l'objet d'aucune étude scientifique.

La présente étude cartographie et quantifie les changements opérés dans la structure du paysage du PNN-FP2 en se basant sur la télédétection, les Systèmes d'Information Géographique et les outils d'analyse de l'écologie du paysage, afin d'éclairer les processus écologiques qui s'y déroulent. Cette information est cruciale pour mieux orienter les décideurs dans une perspective de durabilité de la conservation de ses ressources forestières. Nous vérifions si les perturbations anthropiques (agriculture, urbanisation, etc.), de plus en plus importantes au sein du PNN-FP2, entraînent des changements de l'occupation du sol menant à un morcellement et un isolement des taches de forêts de Pin.

7.6. Milieu, matériels et méthodes

7.6.1. Description du site d'étude

Etendu sur 14 000 hectares, le PNN-FP2 est une aire protégée située entre 18°17'10"-18°23'30" de latitude Nord et 71°53'10"-72°04'22" de longitude Ouest (Figure 7.1). Le PNN-FP2 présente un relief très accidenté caractérisé par une succession de collines abruptes entrecoupées de plateaux, de montagnes escarpées, de vallées encaissées et de ravines profondes, avec une altitude oscillant entre 1500 et 2680 mètres (MDE et al., 2017). Sa végétation est du type forêt tropicale humide dont le *Pinus Occidentalis* Sw, endémique de l'île Hispaniola, en est l'espèce dominante. Le parc enregistre un climat tempéré chaud selon le système de classification de Köppen-Geiger caractérisé par des précipitations moyennes annuelles comprises entre 1600 et 2000 mm et des températures moyennes annuelles d'environ 14 °C ; avec une moyenne pour les maxima et minima respectivement de 18 et 9°C (Laporte, 2013). Le régime des pluies connaît deux saisons pluvieuses (avril à juin et août à octobre) entrecoupées d'une sécheresse estivale entre juillet et août et sécheresse hivernale de novembre à mars (Mezard C., 2018). Les principales activités économiques développées par les riverains du PNN-FP2 sont l'agriculture, le pâturage, l'exploitation du bois pour la construction et la production de bois de chauffage/cuisson (Dolisca, et al., 2007 ; MDE et al., 2017).

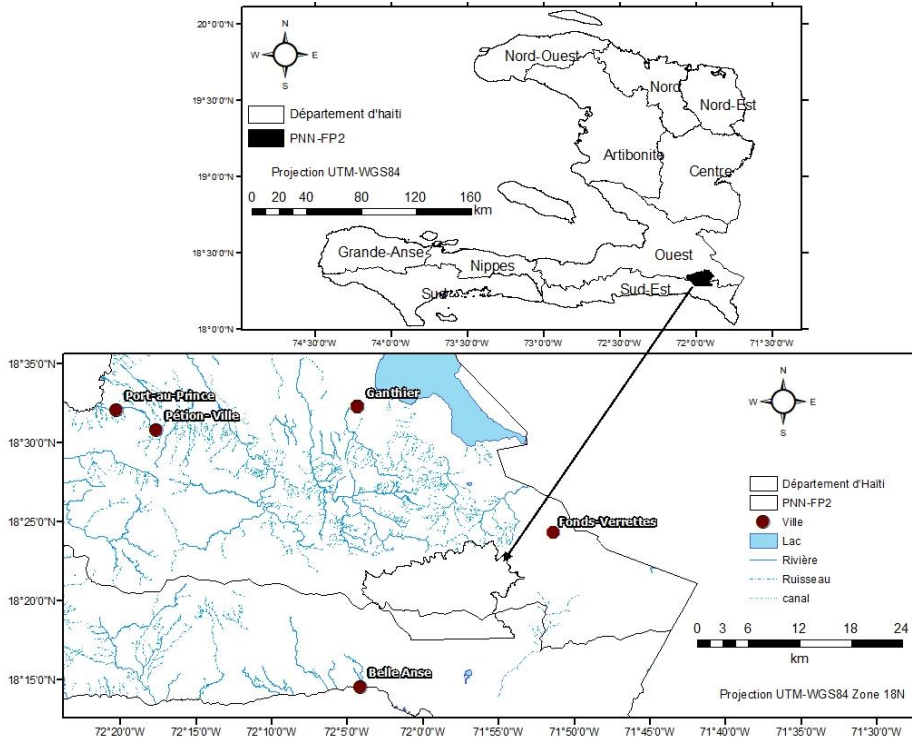


Figure 7.1: Délimitation de l'Unité 2 du PNN-FP2 au niveau du département de l'ouest et du sud-est en République d'Haïti.

7.6.2. Méthodologie

Images satellitaires et outils

La couverture forestière étudiée a été extraite sur quatre images satellitaires téléchargées via le site <http://earthexplorer.usgs.gov/>. Issues du capteur Landsat, ces images datent du 28/12/1973 (capteur *Multispectral Scanner System*), du 20/01/1986 (capteur *Thematic Mapper*), du 08/01/1999 (capteur *Thematic Mapper*) et du 08/08/2018 (capteur *Operational Land Imager*). Elles ont une résolution spatiale de 30 m. Le choix des capteurs retenus a été dicté par la disponibilité des images. Il est à noter que toutes les images retenues ont été acquises au cours de la saison sèche (décembre, janvier et août), afin d'obtenir une réponse spectrale plus grande des éléments paysagers (Vital, 2008).

En outre, les dates d'acquisition des images coïncident avec des dates clés du développement du PNN-FP2 : la période d'exploitation forestière sous le régime dictatorial des Duvalier (en 1986), la période de reprise de la gestion de la forêt des pins par le Ministère de l'agriculture et la période de fermage de la forêt à des exploitants d'horizons différents (1999), la période d'interventions des projets de gestion plus durable (Projet d'Appui Technique pour la Protection des Parcs et Forêts (ATPPF), Helvetas Suisse) et de l'Agence Nationale des Aires Protégées (ANAP) à travers la mise en place d'une direction du parc, nécessitant l'évaluation de

leurs impacts sur la réduction des activités humaines (après 1999). Le logiciel ENVI 5.3 a été utilisé pour le prétraitement des images Landsat acquises et la classification de l'occupation du sol tandis que le logiciel ArcGIS 10.5.1 a servi à la mise en page cartographique

Prétraitement des images

Un géo-référencement basé sur l'ellipsoïde de référence WGS 1984 (World Geodesic System) a été effectué selon le système de projection UTM_Zone_18N couvrant la zone d'étude. Par la suite, une correction géométrique a été appliquée sur les images de 1973, 1986 et de 1999 en se référant sur l'image Landsat de 2018. L'orthorectification de l'image de 2018 a été réalisée en se basant sur les coordonnées géographiques de 49 points de contrôle bien réparties sur toute la zone d'étude. Les autres images (1973, 1986 et de 1999) ont été orthorectifiées en référence à celle de 2018. L'analyse des changements est efficiente (Mas, 2000) puisque la précision géométrique du calage entre chacune des images antérieures et celle de 2018 est inférieure à un pixel. Par ailleurs, la correction radiométrique des images Landsat utilisées a été réalisée à travers des méthodes de régression linéaire sur la base des invariants radiométriques. Cette méthode consiste à identifier sur les images des points de repères radiométriques, caractérisés par une réflectance invariante et à déterminer les coefficients de la transformation en utilisant les statistiques de ces points (Helder et al., 1997).

Classification non supervisée et collecte de données sur le terrain

La composition colorée fausses couleurs des images Landsat isolées du PNN-FP2 a été réalisée en combinant les bandes proche-infrarouge, rouge et vert ; les deux premières étant connues comme mieux adaptées pour la discrimination de la végétation (Vital, 2008). La présence de végétation dense est marquée par des couleurs de plus en plus rouge alors que la présence de sol nu est traduite par des couleurs tendant vers le blanc (Kouakou et al., 2017). Cette composition colorée a été suivie d'une classification non supervisée sur toutes les images Landsat choisies et sur la base de laquelle une interprétation visuelle de l'occupation du sol et l'identification des zones d'entraînement ont été réalisées. Huit classes de l'occupation du sol (sol nu-bâti, zones agricoles mono ou pluri-culturelles, les terres en jachère, les systèmes agroforestiers, les pâturages, les écosystèmes arbustifs et boisés dégradés, les forêts de conifère et feuillus) ont tout d'abord été créées suite à une classification automatique de l'image Landsat OLI 2018. Ce nombre de classes relativement élevé offrait la possibilité de fusionner ultérieurement des classes similaires radiométriquement.

Durant les travaux de terrain réalisés au cours du mois de novembre et de décembre 2018, un total de 520 zones de vérification a été prélevé à l'aide d'un GPS Gamin 64s (3 m de précision) dans les différentes classes d'occupations de sol du PNN-FP2 obtenues à partir de la classification non supervisée. Cet ensemble a été divisé en deux groupes de données : 345 ayant servi à la définition des zones d'entraînement sous forme de polygones de pixels sur l'image de 2018 tandis que 175 parcelles homogènes ont été utilisées pour la validation de la classification. Il est à noter que seules des parcelles homogènes et inchangées ont été choisies comme sites d'entraînement. Le nombre de parcelles collectées au niveau de chacune des classes d'occupation du sol était fonction de sa représentativité sur l'ensemble de la zone d'étude, de sa superficie





et de son intérêt pour cette étude (Tableau 7.1). Les zones d'entraînement sur les images de 1973, 1986 et 1999 ont été définies et matérialisées en recourant aux caractéristiques spectrales des classes d'occupation de sols obtenues à partir de la classification finale de l'image de 2018 ; mais aussi en se basant sur l'interprétation visuelle des compositions colorées des images, standards et améliorées, sur les anciennes cartes thématiques de la zone d'étude ainsi que les différentes missions de terrain.

Classifications supervisées et évaluation de la qualité de la classification

L'occupation du sol a été identifiée et adaptée suivant les concepts de l'utilisation de sol du LCCS (Land Cover Classification System) de la FAO (Di Gregorio, 2005) afin d'assurer la cohérence de notre système de classification avec les définitions des classes d'occupation de sol utilisées par le Centre Nationale d'Informations Géospatiales (CNIGS) et celle utilisée dans le plan de gestion du Parc. D'autant plus que ce système de classification est extensible, traçable et contractile afin de le rendre compatible avec différents systèmes de classification. Il permet également de généraliser des produits régionaux plus complexes en un produit de données simplifié avec moins de classes (Di Gregorio, 2005 ; Churches et al., 2014).

Par la suite, l'occupation du sol a été cartographiée sur chacune des images Landsat composites par une approche de classification supervisée en utilisant l'algorithme du maximum de vraisemblance. Cette méthode fournit à chaque pixel un indice de certitude lié à ce choix en plus de la classe à laquelle il a été affecté (Mas, 2000). L'occupation du sol a été définie en 4 classes de l'occupation du sol : sol nu et bâti, champs et jachères, végétation dégradée, végétation arborée dominée par le *Pinus occidentalis* et désignée comme étant la classe « naturelle » (Tableau 7.1).

Tableau 7.1 : Définition des classes d'occupation du sol au sein du PNN-FP2

Occupation de sol (parcelles collectées)	Descriptions	Espèces/cultures dominantes	Photos
Végétation arborée (220 parcelles)	Ensemble formé par la forêt de conifères et la forêt de feuillus dense. La végétation est dense et est formée des arbres de grande taille.	<i>Pinus occidentalis</i> Sw., <i>Rhizophora mangle</i> L., <i>Antirhoea lucida</i> Sw., <i>Annona cherimola</i> Mill., <i>Chlorophora tinctoria</i> Sw., <i>Antirhoea lucida</i> Sw., etc.	
Végétation dégradée (129 parcelles)	Cette catégorie regroupe les forêts de conifères et de feuillus dégradés ou ouvert par les activités anthropiques. Les arbres sont généralement éparés et de courte taille (pour les feuillus notamment).	<i>Pinus occidentalis</i> Sw., <i>Rhizophora mangle</i> L., <i>Antirhoea lucida</i> Sw., <i>Annona cherimola</i> Mill., <i>Chlorophora tinctoria</i> Sw., <i>Antirhoea lucida</i> Sw., etc.	
Champs et jachères (107 parcelles)	Il s'agit de la catégorie qui regroupe les terres cultivées, des systèmes agroforestiers, jachère, des terres utilisées pour le pâturage	<i>Zea mays</i> L., <i>Pisum sativum</i> L., <i>Solanum tuberosum</i> L., <i>Brassica oleracea</i> L., <i>Allium porrum</i> L., <i>Ipomoea batatas</i> L., etc.	
Sol nu et bâti (64 parcelles)	A cette catégorie appartiennent les sols rocheux, les habitats, les sols nus et les routes	Végétation quasiment absente.	

Les classifications des images obtenues ont été validées sur la base du coefficient de Kappa et de la précision globale, issus de la matrice de confusion. La précision de l'utilisateur correspondant au taux de pixels bien classés de la classe i ($Pu(i)$) a été obtenue à partir de cette matrice suivant l'équation 6.1 (Barima et al, 2009).

$$Pu(i) = \frac{Mc(i)}{M_1} \quad (\text{Equation 6.1})$$

$Mc(i)$ correspond au nombre de pixels de la classe i ayant effectivement été affectés à celle-ci après classification et M_1 la somme des pixels de la classe i dans l'image. La précision du réalisateur ($Pr(i)$) a été obtenue suivant l'équation 6.2 :

$$Pr(i) = \frac{Mc(i)}{M_2} \quad (\text{Equation 6.2})$$

Où M_2 représente le nombre de pixels appartenant effectivement à la classe i . Une valeur élevée de $Pr(i)$ indique que la classe a été peu affectée par les échantillons des autres classes. À l'inverse, un taux faible indique que cette classe a souvent été choisie à la place d'autres classes (Aide et al., 2013).

Malgré quelques critiques formulées sur l'indice Kappa (Pontius et Millones, 2011), son utilisation dans cette étude se justifie par le fait que le nombre de pixels de sites d'entraînement de chacune des classes d'occupation de sol était similaire pour les différentes dates retenues (Mas, 2000).

Analyse de la dynamique spatiotemporelle du PNN-FP2

Pour analyser la dynamique spatiotemporelle du PNN-FP2, des indices de structure spatiale ont été calculés. Il s'agit pour chacune des classes de l'occupation du sol, du nombre de taches (n), de l'aire totale des taches (a_t), de l'indice de dominance (D) et de l'indice de perturbation (U). L'indice de dominance est le rapport de l'aire de la plus grande tache sur l'aire totale de la classe d'occupation du sol étudiée (White et al., 2013) alors que l'indice de perturbation (U) est défini comme étant le rapport de l'aire cumulative des classes anthropiques (sol nu et bâti, champs et jachères et végétation dégradée) et l'aire cumulative des classes naturelles (végétation arborée) (O'Neill et al., 1998). Le nombre et l'aire totale des taches informent sur la fragmentation forestière matérialisée par l'augmentation du nombre suivie de la diminution de l'aire totale des taches d'une classe (Bogaert et Mahamane, 2005 ; Useni et al., 2017). En écologie du paysage, ces indices sont considérés comme un compromis idéal dans la caractérisation de la configuration du paysage (Bogaert et Mahamane, 2005).

Les matrices de transition, réalisées par la superposition des cartes deux à deux pour chaque période, ont permis d'analyser la dynamique de conversion des aires de classes d'occupation du sol entre 1973 et 1986, 1986 et 1999 et entre 1999 et 2018. Elles permettent de ressortir l'ampleur de la conversion ou la stabilité des classes naturelles, ce que les indices de structure spatiale ne montrent pas a priori (Bogaert et Mahamane, 2005). Les matrices de transition permettent aussi de quantifier la conversion entre classes d'occupation du sol.

L'arbre de décision dichotomique (Bogaert et al., 2004), se basant sur l'évolution du nombre (n) et de l'aire totale (a_t) des taches entre deux dates a permis d'identifier les processus de transformation spatiale dominants qui sous-tendent les dynamiques observées (Bogaert et al., 2014) au sein des classes végétales uniquement. L'utilisation de cet arbre de décision reste préférable en raison de sa simplicité et sa rapidité d'exécution (Bogaert et al., 2014).

7.7. Résultats

7.7.1. Classification et cartographie

L'évaluation des résultats issus des matrices de confusion calculées pour les 4 images Landsat traitées a indiqué des valeurs de précision globale variant de 95 à 98% et celles de l'indice Kappa comprises entre 92% et 97% (Tableau 7.2). Ces valeurs suggèrent une bonne discrimination des classes d'occupation du sol pour chacune des images classifiées. Cependant, quelques confusions, dont les plus importantes, sont observées entre la « végétation dégradée » et la « végétation arborée » où 1,43% des pixels en 1973, 4,29% en 1999 et 1,90% en 2018 de la « végétation dégradée » ont été classés dans la « végétation arborée ». L'image de 1986 présente la meilleure classification de la classe « végétation arborée » avec 100% des pixels bien rangés. Des confusions remarquables ont été enregistrées aussi entre la « végétation dégradée » et les « champs et jachère » où 6,38% de pixels de la « végétation dégradée » ont été rangés en 1999 dans la classe « champs et jachère ». La classe « sol nu et bâti » a été parfois confondue avec les « champs et jachères » avec 4,26% des pixels en 1973 et 2,13% en 1986 et 1999. La « végétation arborée » (Précision du réalisateur > 99,50% pour toutes les dates) semble la moins affectée par les échantillons des autres classes d'occupation du sol (Tableau 7.2).

Sur les 4 cartes obtenues (Figure 7.2), il a été visuellement remarqué une diminution des étendues de la végétation arborée plus accentuée à l'Est du site d'étude entre 1973 et 2018. En effet, les grandes étendues de la végétation arborée qui dominaient le paysage du PNN-FP2 ont été remplacées par les classes anthropiques (végétation dégradée, sol nu et bâti ainsi que les champs et jachères ; Figure 7.2).

Tableau 7.2 : Matrice de confusion, précision globale et indice de Kappa issus de la vérification des classifications supervisées des images Landsat de 1973, 1986, 1999 et 2018 du Parc National Naturel de la Forêt des Pins sur la base de l'Algorithme du maximum de vraisemblance. Les cellules des matrices représentent des Pixels en pourcentage. Pu : la précision de l'utilisateur ; Pr : la précision du réalisateur.

Données de référence	Données classifiées					Total	Pr (%)
	Végétation arborée	Végétation dégradée	Champs et Jachères	Sol nu et bâti			
1973							
Végétation arborée	98,57	0	0	0	60,00	100,00	
Végétation dégradée	1,43	100,00	0	0	16,52	94,74	
Champs et Jachères	0	0	95,74	0	13,04	100,00	
Sol nu et bâti	0	0	4,26	100,00	10,43	94,44	
Total	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00		
Pu (%)	98,57	100,00	95,74	100,00			
	Précision	globale	=		K= 97,5%		
	98,55%						
1986							
Végétation arborée	100,00	1,85	0	0	61,16	99,53	
Végétation dégradée	0	94,44	0	0	14,78	100,00	
Champs et Jachères	0	1,85	97,87	5,88	14,20	93,88	
Sol nu et bâti	0	1,85	2,13	94,12	9,86	94,12	
Total	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00		
Pu (%)	100,00	94,44	97,87	94,12			
	Précision	globale	=		K= 96,98		
	98,26%						
1999							
Végétation arborée	95,71	1,85	0,00	0,00	58,55	99,50	
Végétation dégradée	4,29	96,30	6,38	0,00	18,55	81,25	
Champs et Jachères	0,00	1,85	91,49	5,88	12,76	93,73	
Sol nu et bâti	0,00	0,00	2,13	94,12	10,14	97,14	
Total	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00		
Pu (%)	95,71	96,30	100,00	91,49			
	Précision	globale	=		K= 92,60		
	95,65%						
2018							
Végétation arborée	98,10	1,85	0	0	60,00	99,52	
Végétation dégradée	1,90	94,44	2,13	0	16,23	91,07	
Champs et Jachères	0	3,70	97,87	2,94	14,20	93,88	
Sol nu et bâti	0	0	0	97,06	9,57	100,00	
Total	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00		
Pu (%)	98,10	94,44	97,06	97,87			
Total	Précision	globale	=		K= 95,51%		
	97,39%						

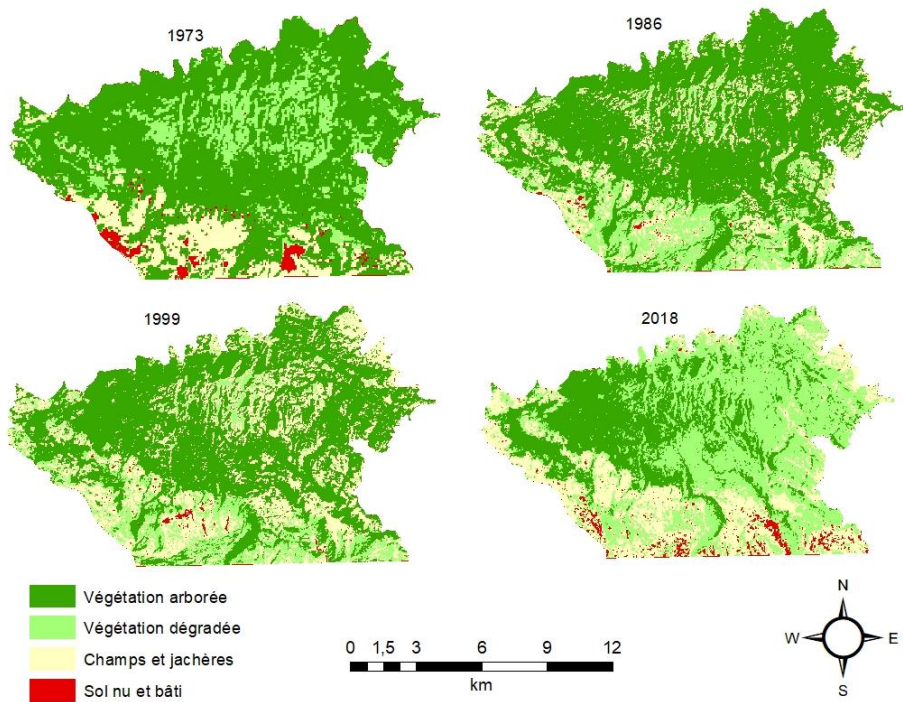


Figure 7.2 : Cartographie de l'occupation du sol de l'Unité 2 du Parc National Naturel de la Forêt des Pins (Haïti) sur la base de la classification supervisée d'images Landsat de 1973, 1986, 1999 et 2018.

7.7.2. Dynamique de l'occupation du sol du PNN-FP2

7.7.2.1. Variation des proportions des classes d'occupation du sol du PNN-FP2

Le Tableau 7.3 indique que la classe « Végétation arborée » qui a été la matrice du paysage durant les années 1973, 1986 et 1999, avec des proportions respectives de 68,33% ; 63,28% et 57,33%, a régressé de moitié de 1999 à 2018 pour couvrir 27,66% du paysage en 2018. L'évolution de cette classe indique un taux de régression annuel de 1,25% entre 1973 et 2018 et de 2,72% entre 1999 et 2018. En revanche, la « végétation dégradée » a connu d'abord une légère diminution de la proportion de sa superficie, passant de 17,07% en 1973 à 13,48% en 1999 pour ensuite tripler dans le paysage et devenir ainsi la matrice dominante du paysage en 2018, avec une proportion de 45,23%. La superficie de « sol nu et bâti » a diminué entre 1973 et 1986 et a ensuite été multipliée par 4 dans le paysage en passant de 0,63% en 1986 à 2,49% en 2018. Enfin, entre 1973 et 2018, l'étendue de la classe « champs et jachères » a doublé dans le paysage, passant de 13,22% à 24,62%

En somme entre 1973 et 2018, la tendance générale observée suite à l'analyse de la variation des proportions des classes d'occupation du sol (Tableau 7.3), a été la régression de 59,63% de la proportion de la « végétation arborée ». En revanche, une tendance progressive des classes anthropiques a été observée à travers une expansion

(entre 1973 et 2018) de l'ordre de 164,97%, de 86,23% et de 154,58% respectivement pour les classes « Végétation dégradée », « champs et jachères » et « sol nu et bâti »

7.7.2.2. Transferts de l'occupation du sol

La matrice de transition (Tableau 7.3) révèle qu'entre 1973-1986 et 1986-1999, plus de 50% de la superficie de la « végétation arborée » n'a pas connu de modification contre 24,75% entre 1999-2018 où la « végétation arborée » a été plus fortement impactée par la déforestation. En effet, environ 75% de la « végétation arborée » a changé d'état en 19 ans (1999-2018), contre un peu moins de 50% en 26 ans (1973-1999). Ce changement entre 1999 et 2018 est observé suite à la conversion notamment de 26,85% de sa superficie en « végétation dégradée » et de 5,43% en « champs et jachères ». Entre 1973 et 1986, la « végétation arborée » a également régressé dans le paysage au profit de la « végétation dégradée » (7,64%), du « Sol nu et bâti » (0,12%) et des « champs et jachères » (8,08%).

Quant à la « végétation dégradée », l'analyse de la matrice de transition (Tableau 7.3) fait ressortir l'importance de sa progression entre 1973-2018 au détriment de la « végétation arborée » (31,27%) et de « champs et jachères » (3,97%). Entre 1973 et 1999, le développement agricole a été observé par la progression de l'étendue de la classe « champs et jachères » au dépens de la « végétation arborée » (8,08% entre 1973-1986 contre 9,79% entre 1986-1999), ainsi que de la « végétation dégradée » (5,14% entre 1973-1986 contre 6,65% entre 1986-1999). La superficie des « champs et jachères » a ensuite légèrement diminué de 1999 à 2018 au profit de la « végétation dégradée ». Enfin, il a été remarqué une diminution de la superficie du « sol nu et bâti » entre 1973-1986 suivie de son extension sur la période de 1986-2018, essentiellement au détriment de la « végétation arborée » (0,91%), de la « végétation dégradée » (1,125%) et des « champs et jachères » (1,22%).

En somme, entre 1973 et 2018, la matrice de transition (Tableau 7.3) a révélé l'importance relative des dynamiques paysagères au sein du PNN-FP2 qui se caractérise par une stabilité des classes d'occupation du sol de (41,02% du paysage, dont 23,36% représente la végétation arborée) ; une dynamique de dégradation forestière (49,02% du paysage) et enfin la dynamique de régénération (en dessous de la diagonale) de la végétation (9,12% du paysage).

Tableau 7.3 : Matrice de transition des périodes 1973-1986, 1986-1999, 1999-2018 et 1973-2018 illustrant en pourcentage les conversions entre les différentes classes d'occupation du sol du PNN-FP2 (Haïti) sur la base des traitements des images Landsat de 1973, 1986, 1999 et 2019 classifiées (superficie totale = 140 km²). Les chiffres en gras représentent les proportions qui n'ont pas été converties en d'autres types d'occupation du sol. Les chiffres qui sont en dessous et au-dessus de la diagonale présentent respectivement le gain et la perte de la superficie.

	Végétation arborée	Végétation dégradée	Champs et jachères	Sol nu et bâti	Total
1973-1986					
Végétation arborée	52,69	7,64	8,08	0,12	68,53
Végétation dégradée	9,10	2,73	5,14	0,10	17,07
Champs et jachères	0,83	06,21	5,88	0,30	13,22
Sol nu et bâti	0,66	0,05	0,36	0,11	1,18
Total	63,28	16,63	19,46	0,63	100,00
1986-1999					
Végétation arborée	51,01	2,39	9,79	0,09	63,28
Végétation dégradée	2,43	7,38	6,65	0,17	16,63
Champs et jachères	3,81	3,61	11,77	0,27	19,46
Sol nu et bâti	0,08	0,10	0,31	0,14	0,63
Total	57,33	13,48	28,52	0,67	100,00
1999-2018					
Végétation arborée	24,75	26,85	5,43	0,30	57,33
Végétation dégradée	0,78	4,59	6,76	1,35	13,48
Champs et jachères	2,13	13,66	12,13	0,6	28,52
Sol nu et bâti	0,00	0,13	0,30	0,24	0,67
Total	27,66	45,23	24,62	2,49	100,00
1973-2018					
Végétation arborée	23,36	31,27	12,99	0,91	68,53
Végétation dégradée	4,08	9,52	3,35	0,12	17,07
Champs et jachères	0,13	3,97	7,90	1,22	13,22
Sol nu et bâti	0,09	0,47	0,38	0,24	1,18
Total	27,66	45,23	24,62	2,49	100,00

7.7.3. Dynamique de la structure spatiale du PNN-FP2

De 1973 à 1986, la « Végétation dégradée » a enregistré un accroissement du nombre et de la surface totale de ses taches, suggérant la création comme processus de transformation spatial (PTS) observé. Par contre, la « Végétation arborée » a connu la dissection ($t_{obs} = 0,92 > t=0,5$) suite à l'augmentation du nombre de leurs taches parallèlement à la régression de leur aire totale (Tableau 7.4). Entre 1986 et 1999, la dissection a été le PTS dominant au sein de la classe de « Végétation arborée » et de « Végétation dégradée » d'autant plus que l'augmentation du nombre des taches a été accompagnée de la régression de leur surface totale ($t_{obs} = 0,91$ et $0,82 > t = 0,5$; Tableau 7.4). De 1999 à 2018, les taches de « Végétation arborée » ont connu la fragmentation comme PTS ($t_{obs} = 0,48 < t=0,5$) suite à l'accroissement de leur nombre parallèlement à la diminution de leur surface totale. Sur la même période de

1999 à 2018, la création a été le PTS dominant de la « Végétation dégradée » car une augmentation du nombre et de l'aire totale de taches de ces classes a été notée (Tableau 7.4).

En somme, entre 1973 et 2018, la végétation arborée a connu une augmentation du nombre de taches suivie d'une diminution de l'aire totale, suggérant ainsi de la fragmentation ($t_{obs} = 0,40 < t=0,5$) comme processus de transformation spatiale dominant (Tableau 6.4). Tandis que la « Végétation dégradée » a connu la création des taches traduite par une augmentation du nombre des taches et de leur aire totale (Tableau 7.4).

Tableau 7.4 : Récapitulatif des indices de structure spatiale calculés pour l'identification des processus de transformation spatiale caractérisant l'évolution de la structure spatiale des classes végétales (n : nombre de taches ; a_t : aire totale en km²) au cours des périodes 1973-1986, 1986-1999 et 1999-2018.

	Végétation arborée	Végétation dégradée
<i>n</i> 1973	70	467
<i>a_t</i> 1973	95,94	23,83
<i>n</i> 1986	220	596
<i>a_t</i> 1986	88,60	23,26
<i>n</i> 1999	514	1212
<i>a_t</i> 1999	80,27	18,87
<i>n</i> 2018	754	1727
<i>a_t</i> 2018	38,72	63,32

7.7.4. Anthropisation du paysage

Durant toute la période de l'étude, l'anthropisation du paysage est mise en évidence à travers la dominance de la plus grande tache de différentes classes d'occupation du sol ainsi que l'indice de perturbation (Tableau 7.5). Il a été noté une tendance à l'anthropisation de la « Végétation arborée » entre 1973 et 2018, matérialisée par une diminution de 25,59% de la taille de la grande tache dans le paysage. Pendant ce temps, la taille de la plus grande tache de « Végétation dégradée » a plus que doublé de surface en passant de 32,31% en 1973 à 74,27% en 2018. Par conséquent, il en résulte que l'ampleur de l'anthropisation du paysage, quantifiée à travers l'indice de perturbation, a été multipliée par 6 en 45 ans passant de 0,46 en 1973 à 2,62 en 2018. La progression de l'indice de perturbation témoigne également d'une dynamique importante de diminution de la proportion des formations naturelles dans le paysage et leur remplacement par des formations anthropiques.

Tableau 7.5 : Illustration de l'anthropisation du paysage à travers l'évolution de l'indice de dominance (D) des classes végétales et de l'indice de perturbation (U) sur la base d'images Landsat de 1973, 1986, 1999 et 2018 du Parc National Naturel de la Forêt des Pins.

Année	Végétation arborée	Végétation dégradée	U
	D (%)	D (%)	
1973	98,16	32,31	0,46
1986	92,19	37,66	0,58
1999	91,35	15,83	0,74
2018	73,05	74,27	2,62

7.8. Discussion

7.8.1. Démarches méthodologiques

Pour quantifier les dynamiques intervenues dans le paysage forestier, les données issues de l'imagerie Landsat sont couramment utilisées, en Haïti et ailleurs (Churches et al., 2014). Dans notre étude, certaines erreurs liées à l'analyse diachronique des images Landsat ont pu être limitées suite à la démarche méthodologique adoptée. En effet, les dynamiques saisonnières et interannuelles, non-quantifiables dans cette étude, ne sont pas en mesure de dominer les dynamiques décennales. Par ailleurs, les quatre images Landsat choisies au cours de la saison sèche (décembre 1973, janvier 1986, janvier 1999 et août 2018) ont contribué à diminuer d'éventuels effets saisonniers (Barima et al., 2009). Les indices utilisés pour la mise en évidence des dynamiques spatio-temporelles de l'anthropisation du paysage du PNN-PF2 sont reconnus pour leur aptitude à aborder des paysages complexes et de les rendre quantifiables, car ils peuvent être calculés à l'échelle des taches, des classes et du paysage afin de décrire l'organisation spatiale à travers la composition, la forme et la configuration (Vital, 2008 ; Bogaert et al., 2014). Ils constituent des indicateurs fiables de l'impact humain sur la morphologie du paysage observés (Bogaert et al., 2004 ; Bogaert et Mahamane, 2005).

7.8.2. Dynamique structurale, anthropisation et conséquences écologiques sur les écosystèmes naturels au sein du PNN-FP2

Les résultats obtenus dans cette étude ont mis en évidence la régression des écosystèmes arborés du PNN-FP2 entre 1999 et 2018, estimée à un taux de déforestation de 51,75%. L'intrusion multiple et répétée de l'homme dans le paysage forestier pour diverses activités dont l'agriculture et la production du charbon de bois sont à la base de la dégradation des écosystèmes forestiers (Vital, 2008). C'est ce qui explique l'augmentation des superficies des classes anthropiques dans le paysage du PNN-FP2 entre 1973-2018 de 164,97%, 86,23% et de 154,58% respectivement pour la « Végétation dégradée », les « Champs et jachères » et le « Sol nu et bâti ». Depuis des décennies, la gestion des moteurs de déforestation par l'Etat est peu présente au niveau d'Haïti. À titre d'illustration, après l'échec de la Société Haitiano-américaine pour le Développement Agricole (SHADA) sur la gestion de 60 500 hectares de forêt

de pins dont le PNN-FP2, d'autres compagnies privées se sont succédés jusqu'en 1980 avec les mêmes droits d'exploitation exclusive des ressources forestières (Dolisca et al., 2007 ; Vital, 2008 ; DDE et al., 2017). Malgré la reprise de sa gestion par le Ministère de l'Agriculture des Ressources Naturelles et du Développement Rural (MARNDR) à partir de 1980, la situation de dégradation des ressources forestière n'a pas pu être redressée suffisamment. Suite à la chute de Duvalier en 1986 et à l'affaiblissement de l'autorité de l'Etat après 1986, une vague de colonisation des principales réserves naturelles du pays dont la Forêt des Pins a conduit à une dégradation presque systématique des ressources forestières (MDE, 2015). Le Coup d'Etat de 1991 et la permanence de l'instabilité politique dans le pays ont amplifié le sabotage perpétré sur les ressources forestières au profit des cultures agricoles saisonnières (MDE, 2015 ; DDC et al., 2017), justifiant l'expansion rapide des champs et jachères notée à travers notre étude entre 1986 et 1999 à un taux de 46,57% (Photo 1). À ce jour, le gouvernement est peu efficace dans la gestion des ressources forestières restantes et pourrait être complice de la déforestation à certains niveaux (DDC et al., 2010). La tendance à l'évolution des classes anthropiques parallèlement à la diminution de la classe naturelle « Végétation arborée » au PNN-FP2 démontrée dans cette étude a été également observée au Parc Macaya en Haïti entre 1987 et 2000 (Vital, 2008), où le développement agricole accompagné de la sédentarisation des ménages agricoles à travers l'urbanisation a entraîné une diminution de la surface forestière de 45% (14,272 ha en 1987 contre 7,861 en 2000).

Nos résultats corroborent également les résultats trouvés par Versluis et Rogan (2010) dans le bassin-versant de Fonds-Verrettes (Haïti) où plus de la moitié était boisée en 1979 contre près de 20% en 2000 au profit de la classe agricole particulièrement (Photo 3.1), suggérant que la déforestation se produirait sur l'ensemble du parc. En outre, cette étude montre que le taux de déforestation de 2,72% l'an au PNN-FP2 pour la période (1999-2018) est plus élevé que le taux de déforestation inférieur à 0,7% enregistré au niveau des parcs en République Dominicaine (Lloyd et Léon, 2019). Une telle ampleur traduit une augmentation de la pression anthropique sur la végétation arborée dominée par le *Pinus occidentalis*, en la convertissant en des lambeaux de forêts suite à la forte croissance démographique (Dolisca et al., 2007). Ce constat correspond à la situation observée dans les autres les pays d'Amérique latine et des Caraïbes, où le changement de végétation ligneuse a été dominé par la déforestation suite à la pression anthropique de plus en plus forte (Aide et al., 2013). Ainsi, les grandes taches de la végétation arborée, modérément touchées par l'anthropisation (absence de sol nu et bâti), sont confinées généralement au niveau de la zone centrale située plus au nord du PNN-FP2 sous la surveillance des vingt-huit agents forestiers et de trois cadres techniques opérant dans le parc (MDE et al., 2017). En outre, la partie Sud du paysage du parc à l'abri de la surveillance, est dominée par des altitudes allant jusqu'à 1500 mètres, la rendant donc plus accessible à l'intrusion humaine (MDE, 2015).

Le faible taux de régénération de la végétation arborée (4,3%) démontrée à la lecture de la matrice de transition entre 1973-2018 ne suffit pas pour contrecarrer la perte de superficie forestière (45,17%) sur la même période et pourrait se justifier par quelques interventions des projets de gestion plus durable (projet ATPPF, Helvetas Suisse) et de l'Agence Nationale des Aires Protégées (ANAP) à travers la mise en place d'une

direction du parc. D'autres interventions réalisées par ces institutions pourraient également expliquer la tendance à la dynamique progressive du couvert arboré, notamment : (i) la délimitation officielle du parc en 2014 et la mise en place d'un corps d'agents de surveillance forestière, (ii) le développement de certaines activités socio-économiques à impact durable pour l'accompagnement de la population dans la zone tampon, (iii) la récupération de certaines zones agricoles à des fins de reforestation, etc. En dépit de ces actions ponctuelles et limitées, le paysage du PNN-FP2 reste encore dominé par la végétation dégradée qui en constituait la nouvelle matrice paysagère en 2018. L'étude menée par Laporte (2013) confirme l'augmentation constante de la surface forestière dégradée dans la région du nord-ouest d'Haïti. L'expansion de la végétation dégradée est un signe de perturbation des écosystèmes forestiers, provoquée notamment par une réduction du temps de jachère, une accélération des défrichements due au besoin d'étendre la superficie agricole, à la forte demande de bois pour la construction et le chauffage (Churches et al., 2014 ; Lloyd et Léon, 2019). Ce constat est conforme à l'observation faite dans l'ensemble du pays où la végétation mixte-ligneuse a été régénérée d'environ 4% entre 2001 et 2010 (Tarter, 2016). Il est à noter que la dynamique de création de la végétation dégradée à partir de la végétation arborée indique que ces milieux dégradés constitueraient des phases intermédiaires de la transformation de la forêt en une autre occupation de sol (agriculture, habitat et sol nu). Selon Mezard (2018), la coupe d'arbres associée au pâturage et à l'agriculture domine parmi les facteurs à la base de la dégradation des espaces boisés au PNN-FP2. En effet, les essences forestières sont coupées puis carbonisées et vendues dans les grandes agglomérations du pays afin de répondre à plus de 70% de leur besoin énergétique (Vital, 2008). Les espaces ainsi défrichés sont ensuite valorisés à travers les activités agricoles.

Les facteurs contributifs au développement agricole non-conservatoire (culture sur brûlis par exemple) au sein du PNN-FP2 comprennent le manque d'incitations économiques au bénéfice des paysans et des agriculteurs (DDC et al., 2010) et une croissance démographique incontrôlée dans et autour du périmètre immédiat du parc (MDE et al., 2017), accompagné des besoins élevés en nourritures et dont la solution passe par l'extension des surfaces agricoles en périphérie du parc. Toutefois, en raison de la saturation foncière dans cette zone périphérique au parc, les ménages agricoles pénètrent au sein du PNN-FP2 pour y réaliser les activités agricoles, au détriment des espaces forestiers dont les terres arables riches en nutriments sont favorables à l'augmentation de la production agricole. Les effets négatifs des activités agricoles sur la dégradation de la végétation des parcs sont largement reconnus en Haïti (Dolisca et al., 2007 ; Churches et al., 2014), ailleurs dans les Caraïbes et en Amérique Latine (Blankespoor et al., 2017) à des ampleurs différentes. En outre, la croissance démographique est accompagnée de l'expansion incontrôlée des habitats du fait que cultiver très loin du village rend plus pénible l'activité des paysans. Par ailleurs, l'instabilité politique, l'absence d'une politique d'aménagement du territoire et les déplacements de populations de plus en plus pauvres dans ou autour de la région du parc poussent les ruraux à augmenter leurs surfaces agricoles aux dépens des espaces forestiers du PNN-FP2 (Vital, 2008). Ces transformations des paysages naturels en paysages anthropiques conduisent à des modifications profondes dans la structure

spatiale du paysage et ont d'énormes conséquences sur les processus écologiques (érosion, inondation, etc.) et la biodiversité (Sordello et al., 2014).



Photo 7.1 : Conversion de la végétation arborée dominée par le pin (*Pinus occidentalis* Sw.) en zone agricole, spécialement pour la culture du maïs (*Zea mays* L.). Le premier plan correspond à la classe « champs et jachère », par contre le second plan, marqué par la présence d'arbres éparses, correspond à la végétation dégradée.

7.9. Conclusion

Cette étude a permis de cartographier et quantifier les dynamiques opérées dans le paysage du PNN-FP2 à partir de l'approche cartographique associée aux outils d'analyse de l'écologie du paysage afin d'éclairer sur les processus écologiques qui s'y déroulent. Les résultats obtenus révèlent que la dynamique de la structure paysagère de ce parc est caractérisée par une régression de la couverture de la végétation arborée au profit des classes anthropiques (végétation dégradée, champs et jachères, sol nu et bâti). En effet, il est démontré dans la matrice de transition que la couverture arborée dominante en 1973, 1986 et 1999 a enregistré une régression de sa superficie au profit principalement de la végétation dégradée qui est devenue ainsi la nouvelle matrice du paysage en 2018. Cette diminution de la couverture forestière se produit à travers des processus de dissection et de fragmentation par opposition à la création des taches de classes anthropiques. Ceci constitue un indicateur de l'impact des activités humaines de plus en plus importantes sur la transformation continue du paysage du PNN-FP2 menant à la rupture de son équilibre écologique à travers

notamment le morcellement et l'isolement des taches de la végétation arborée. Ces informations devraient permettre aux responsables politiques, aux ONG et aux aménageurs du territoire de développer une stratégie de gestion durable, effective et participative afin de limiter ainsi toutes les menaces sur les ressources forestières qui subsistent.

Chapitre 8

**Cartographie et quantification de la perte
du couvert forestier dans les parcs
nationaux du Sud de la République d'Haïti
de 1985 à 2018 : rôle des activités agricoles
locales»**

8.1. Références bibliographique

Salomon, W., Useni, S.Y., Kouakou, A.T.M., Barima, Y.S.S., Théodat, J.M. et Bogaert, J. (2021). Cartographie et quantification de la perte du couvert forestier dans les parcs nationaux du Sud de la République d'Haïti de 1985 à 2018 : Rôle des activités agricoles locales. *International Journal of Biological and Chemical Sciences* 15(2): 477-496, 2021. DOI : <https://dx.doi.org/10.4314/ijbcs.v15i2.9>

8.2. Contextualisation

Au niveau de ce chapitre, la perte du couvert forestier dans les parcs nationaux du sud de la République d'Haïti a pu être cartographié et quantifié de 1985 à 2018. L'étude a permis de montrer que la composition et la configuration de l'occupation du sol dans les trois zones d'étude ont changé entre 1985 et 2018 surtout du fait des activités agricoles locales. La mauvaise pratique de l'agriculture itinérante sur brûlis a entraîné une modification du paysage favorisant l'avancée des zones agricoles dans le paysage des différents parcs initialement dominés par les zones forestières.

8.3. Résumé

En Haïti, les parcs nationaux ont été créés pour préserver les rares massifs forestiers qui sont constamment menacés par l'agriculture et l'élevage. Toutefois, des études scientifiques sur la dynamique paysagère des écosystèmes forestiers des parcs d'Haïti ont reçu peu d'attention. Cette étude a pour objectif de cartographier et quantifier la perte de couverture forestière dans les parcs nationaux naturels de la Forêt des Pins (PNN-FP2), de La-visite (PNN-LV) et de Macaya (PNN-M) de 1985 à 2018. Une analyse diachronique, grâce à la classification supervisée des images Landsat appuyée sur les outils d'analyse de l'écologie du paysage, a été réalisée. Les résultats montrent une dynamique paysagère matérialisée par des pertes du couvert forestier de 56%, 36% et 46% respectivement au sein du PNN-FP2, PNN-LV et PNN-M entre 1985 à 2018, à travers la dissection et la fragmentation des taches par opposition à la dynamique progressive des surfaces agricoles et du sol nu sous-tendue par la création et l'agrégation des taches. Les taux annuels de déforestation, importants entre 1998/1999-2017/2018, ont varié entre -0,09% et -2,72% selon les parcs. Etant donné que les paysages de ces trois parcs nationaux étudiés sont très dynamiques, il est urgent d'adopter une politique de conservation soutenue par des mesures de développement socio-économique local.

Mots clés : couverture forestière, pratiques agricoles, déforestation, écologie du paysage, aires protégées, Haïti.

8.4. Abstract

In Haiti, national parks were created to preserve the rare forests that are constantly threatened by agriculture and livestock. However, scientific studies on the landscape dynamics of forest ecosystems in Haiti's parks have received little attention. The objective of this study is to map and quantify the loss of forest cover in the natural national parks of Forêt des Pins (PNN-FP2), La-visite (PNN-LV) and Macaya (PNN-M) from 1985 to 2018. A diachronic analysis, thanks to the supervised classification of Landsat images based on landscape ecology analysis tools, was carried out. The results show a landscape dynamic materialized by forest cover losses of 56%, 36%

and 46% respectively within the PNN-FP2, PNN-LV and PNN-M between 1985 and 2018, through the dissection and fragmentation of stains as opposed to the progressive dynamics of agricultural areas and bare soil underpinned by the creation and aggregation of stains. The annual rates of deforestation, significant between 1998 / 1999-2017 / 2018, varied between -0.09% and -2.72% depending on the park. Given that the landscapes of these three national parks studied are very dynamic, it is urgent to adopt a policy of their conservation supported by local socio-economic development measures.

Keywords: forest Cover, deforestation, landscape Ecology, protected areas, Haiti.

8.5. Introduction

Le XXI^{ème} siècle est marqué par une dégradation croissante des paysages naturels sous l'influence des activités humaines, menant à une diminution du couvert forestier à l'échelle mondiale (Bogaert et al., 2014 ; Kouakou et al., 2017). En effet, estimée à 4,13 milliards d'hectares en 1990, la superficie forestière mondiale a chuté à 3,99 milliards d'hectares en 2015 (FAO, 2015). L'Amérique latine et les Caraïbes font partie des régions qui connaissent d'importantes pertes du couvert forestier, de l'ordre de 97 millions d'hectares entre 1990 et 2015 (FAO, 2015 ; Banque mondiale, 2016). Cette dynamique de déforestation varie selon les pays des Caraïbes. En Haïti notamment, l'évolution de l'occupation du sol est la plus notoire dans la région des Caraïbes du fait des changements rapides dans le paysage suite aux aléas naturels et aux activités anthropiques, mais aussi la moins étudiée et la moins clairement définie (Versluis et Rogan, 2010). Les statistiques indiquent que le couvert forestier varie de moins de 2% à 5% (FAO, 2015 ; Herard, 2019), voire de 25 à 30% lorsque les plantations forestières sont prises en compte (Tarter, 2016).

Afin de préserver les écosystèmes forestiers et leur biodiversité exceptionnelle, un réseau de trente-cinq aires protégées couvrant près de 6,25% du territoire haïtien (soit 1 735,69 km²) a été créé par l'Etat haïtien (ANAP, 2012). Malgré leur statut d'aires protégées, l'afflux des populations et le développement des activités économiques (agriculture, production du charbon de bois, etc.) au sein et autour de ces parcs nationaux ont un impact en termes de déforestation menant à une dégradation des terres et à une perte de la biodiversité (MDE, 2019).

Il est à noter que les rares taches de forêt qui subsistent au sein des aires protégées sont essentiellement concentrées au sud d'Haïti dans le Massif de la Hotte, comprenant le Parc National Naturel Macaya (PNN-M) et le Massif de la Selle où se trouvent les Parcs Nationaux Naturels de La-Visite (PNN-LV) et l'Unité 2 de forêt de pins (PNN-FP2 ; ANAP, 2012). Ces trois parcs nationaux, qui font partie des quatre aires protégées d'Haïti dotées d'un plan de gestion par ailleurs peu appliqué (PNUE et al., 2010), fournissent de nombreux services écosystémiques tels que la régulation de l'eau et du climat, la fourniture de produits forestiers (non) ligneux et de litière riche en nutriments pour les activités agricoles, etc. (USAID, 2006 ; ANAP, 2012 ; MDE, 2019).

Cependant, les populations riveraines, qui vivent pour la plupart en dessous du seuil de pauvreté (<2\$ par jour), considèrent l'agriculture comme secteur refuge par excellence. Suite à la saturation des terres en périphérie, ces populations ouvrent de nouveaux champs au sein du PNN-FP2, du PNN-LV et du PNN-M (USAID, 2006 ;

MARNDR, 2010). Ces activités agricoles sont souvent une voie par laquelle d'autres activités anthropiques (urbanisation, coupe d'arbres, etc.) se répandent au sein de ces parcs nationaux en entraînant la dégradation et la perte du couvert forestier (MDE, 2019).

Cependant, peu d'études scientifiques ont évalué les récentes dynamiques paysagères qui s'y déroulent afin d'établir un modèle de gestion durable, particulièrement après la récente redéfinition des limites officielles de ces parcs nationaux (les décrets présidentiels dans Le Moniteur 27/03/2013, 13/05/2013 et 16/01/2014). Les rares études existantes ont quantifié et cartographié, par télédétection, la dynamique forestière dans le parc Macaya entre 1987 et 2004 (Vital, 2008), dans la réserve forestière de pins de 1956-1958 à 1977-1978 ou dans une partie de celle-ci entre 1979 et 2000 (Versluis et Rogan, 2010) ; ou celles ayant donné un aperçu de la variation spatiotemporelle de la végétation le long de la frontière entre la République d'Haïti et la République Dominicaine (Wilson et al., 2001).

Il convient de noter qu'Haïti manque cruellement de cartes d'occupation et d'utilisation du sol à jour. Particulièrement, le PNN-FP2, le PNN-LV et le PNN-M ne disposent d'aucune statistique officielle sur l'occupation du sol. De plus, les plans directeurs ne sont pas accompagnés de cartes, ni de déclarations quantitatives sur l'occupation du sol. Par conséquent, la compréhension de l'anthropisation des écosystèmes forestiers de ces trois parcs nationaux implique la connaissance de la dynamique paysagère qui s'y déroule. La télédétection et les Systèmes d'Information Géographique, couplés aux outils d'analyse de l'écologie du paysage, permettent ainsi de cartographier et de quantifier les changements dans l'utilisation/occupation du sol et d'évaluer les processus écologiques qui en résultent (Oswald et al., 2011 ; Tsewoue et al., 2020 ; Useni et al., 2020). Cette étude a été initiée afin de cartographier et quantifier la perte de couverture forestière dans les parcs nationaux du sud d'Haïti sur une période de 33 ans (de 1985 à 2018).

8.6. Milieu, matériels et méthodes

8.6.1. Sites d'étude

Les PNN-FP2 (18°17'10"-18°23'30" N et 71°53'10"-72°04'22" W), PNN-LV (18°19'0"-18°23'0" N et 72°8'0"-72°23'0" W) et PNN-M (18°17'30"-18°26'30" N et 73°56'0" -74°9'0" W), d'une superficie de 140 km², 134,36 km² et 114,34 km² respectivement, ont été sélectionnés comme sites d'étude (Figure 8.1). Le PNN-M a été créé par la loi du 4/04/1983 et le PNN-LV par la loi du 23/06/1983. Quant au PNN-M, il a été créé par la loi du 10/06/1937, mais n'a été placé sous la responsabilité du Ministère de l'Agriculture, des Ressources Naturelles et du Développement Rural (MARNDR) qu'à partir des années 1980 (MDE, 2019). Les trois parcs sélectionnés sont dominés par une chaîne de montagnes de type alpin, dont les sommets dépassent 2000 m ; les pentes raides y délimitent parfois de hauts plateaux formés de karst (MDE et al., 2017 ; MDE, 2019). Dans ces trois parcs nationaux, où l'altitude varie entre 500 et 2680 m, le climat va du type Cfb (PNN-LV et PNN-FP2) à Cfa (PNN-M) selon le système de classification de Köppen-Geiger, avec des températures moyennes annuelles d'environ 14 °C (Helvetas et al., 2013 ; MDE et al., 2017). Les précipitations sont de l'ordre de 1600-2000 mm dans le PNN-FP2 et le PNN-LV, contre 3000-4000 mm dans le PNN-M. Les formations végétales naturelles de ces parcs nationaux sont

la forêt tropicale humide, formée de la forêt de pins dont l'espèce dominante est le *Pinus occidentalis* L. (endémique à l'île d'Haïti) et la forêt des nuages (arbres à feuilles caduques). Toutefois, il existe des propriétés privées et cultivées au sein de ces parcs nationaux, ce qui complique les maigres efforts de gestion (MDE et al., 2017). L'activité économique dans le sud d'Haïti est principalement basée sur l'agriculture, le pâturage, l'exploitation du bois pour la construction et la production du bois de chauffe, etc. (Brenes et al., 2017).

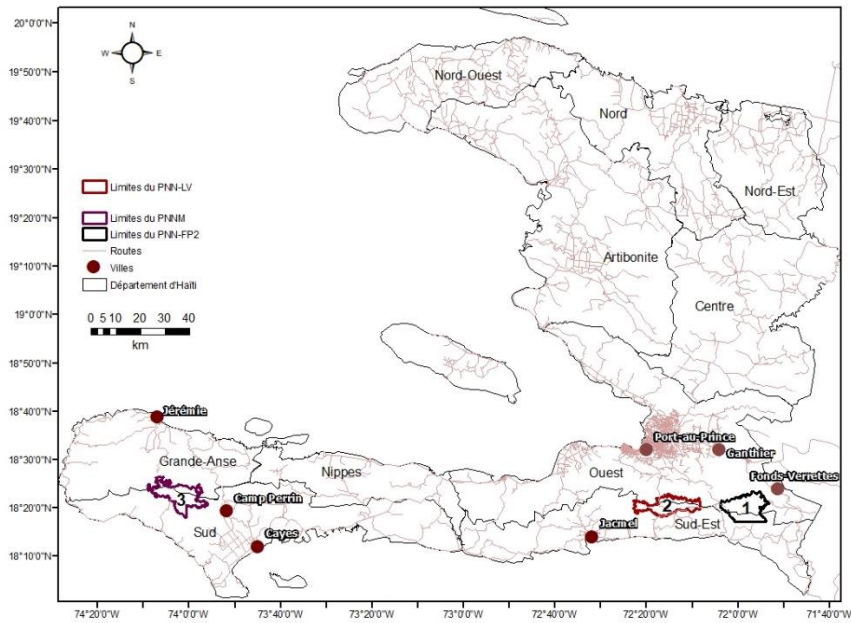


Figure 8.1: Situation géographique des parcs nationaux naturels de la Forêt des Pins-Unité 2 (1), La-Visite (2) et Macaya (3) au Sud de la République d'Haïti

8.6.2. Choix de données et matériels utilisés

Neuf scènes d'images Landsat, chacune avec une résolution spatiale de 30 mètres, ont été utilisées, à raison de 3 scènes par site d'étude. Ces images, provenant des capteurs Thematic Mapper (TM) et Operational Land Imager (OLI), datent du 20/01/1986 (TM), 08/01/1999 (TM) et 08/08/2018 (OLI) pour le PNN-FP2 ; du 20/01/1986 (TM), 14/12/1998 (TM) et 08/03/2018 (OLI) pour le PNN-LV ; du 15/01/1985 (TM), 20/01/1998 (TM) et 18/12/2017 (OLI) pour le PNN-M. Les dates d'acquisition des images Landsat ont été choisies en fonction de leur disponibilité et de leur faible couverture nuageuse (<10%). Pour cette raison, les mois d'acquisition des images Landsat (décembre, janvier, mars et août) correspondent à la saison sèche.

Par ailleurs, les dates d'acquisition des images, correspondant à la période d'après la création des parcs nationaux, coïncident avec des dates clés de leur développement : (i) la période 1985-1999 est marquée par la chute du régime dictatorial des Duvalier (en 1986), la gestion de ces différents parcs nationaux par le MARNDR ainsi que le fermage des forêts à des exploitants d'horizons différents ; (ii) la période 1999-2018

est marquée par la gestion de ces parcs par l'Agence Nationale des Aires Protégées (ANAP), la redéfinition de la limite de ces parcs et aussi par l'intervention de nombreux projets au niveau de chacun de ces parcs nationaux étudiés (Programme de Préservation et de Valorisation de la Biodiversité en Haute altitude - Haïti (PVB) avec Helvetas Suisse et DDC, Projet d'Appui Technique pour la Protection des Parcs et Forêts (ATPPF), etc.), nécessitant l'évaluation de leurs impacts sur la réduction des activités anthropiques.

8.6.3. Prétraitement des images Landsat

Toutes les images Landsat utilisées ont été géoréférencées en utilisant le système de projection Universel Transverse de Mercator (UTM) zone 18 N basé sur l'ellipsoïde de référence WGS 84 (World Geodesic System). Par la suite, une correction géométrique a été appliquée aux images de 1986 et 1999 pour le PNN-FP2 ; 1986 et 1998 pour le PNN-LV ; 1985 et 1998 pour le PNN-M en se référant aux images acquises à la date la plus récente, à partir des coordonnées géographiques de 50 points de contrôle de terrain invariants et bien répartis dans chacun des sites d'étude. L'erreur quadratique moyenne (RMSE) était inférieure à 0,5 pixels.

Par la suite, la correction radiométrique des images Landsat utilisées a été effectuée par la méthode de régression linéaire basée sur des points de repère radiométriques caractérisés par une réflectance invariante (Mas, 2000). Cette méthode consiste à identifier des invariants radiométriques sur les différentes images et à déterminer les coefficients de la transformation à l'aide des statistiques de ces invariants (Helder et al., 1997).

8.6.4. Classification de l'occupation du sol

Pour une meilleure discrimination de la végétation, une composition colorée fausse couleur a été obtenue en combinant les bandes vert, rouge et proche infrarouge, les deux dernières étant connues comme les mieux adaptées pour la discrimination de la végétation (Vital, 2008). Cette composition colorée a été suivie d'une classification non supervisée sur toutes les images sélectionnées, menant à une interprétation visuelle et à une identification des zones d'entraînement.

Au départ, chaque classe d'occupation du sol était composée de 3 à 5 sous-classes qui ont finalement été fusionnées en trois catégories : zone forestière, zone agricole et zone dénudée (Tableau 8.1). Un total de 492, 463 et 520 parcelles homogènes et inchangées respectivement pour le PNN-FP2, le PNN-LV et le PNN-M ont été collectées sur les différentes classes d'occupation de sol à l'aide d'un GPS Gamin 66 s (précision 3 m) lors des travaux de terrain effectués entre les mois d'août et d'octobre 2019. Cet ensemble a été divisé en deux groupes de données : 305, 293 et 347 parcelles ont servi à la classification supervisée tandis que 187, 170 et 173 parcelles ont servi à l'évaluation des classifications supervisées des images du PNN-FP2, du PNN-LV et du PNN-M respectivement.

Une classification supervisée basée sur l'algorithme du maximum de vraisemblance a été appliquée (Avakoudjo et al., 2017), car il fournit, pour chaque pixel, un indice de certitude lié à ce choix, en plus de la classe à laquelle il est attribué (Mas, 2000). Le logiciel ENVI 4.5 a été utilisé pour le prétraitement des images Landsat et la classification de l'occupation du sol et le logiciel ArcGIS 10.5.1 pour la mise en page des cartes.

Tableau 8.1 : Définition des classes d'occupation de sol

Classes d'occupation de sol	Descriptions	Espèces/cultures dominantes
Zone forestière	Cette catégorie regroupe la forêt de conifères, la forêt couvrant le substrat karstique et la forêt de feuillus	<i>Pinus occidentalis</i> Sw., <i>Rhizophora mangle</i> L., <i>Antirhoea lucida</i> Sw., <i>Annona cherimola</i> Mill., <i>Chlorophora tinctoria</i> Sw. <i>Antirhoea lucida</i> Sw., etc.
Zone agricole	Cette catégorie englobe des terres cultivées, des systèmes agroforestiers, jachère, des terres utilisées pour le pâturage et des écosystèmes d'arbustes et de bois dégradés	<i>Zea mays</i> L., <i>Pisum sativum</i> L., <i>Solanum tuberosum</i> L., <i>Brassica oleracea</i> L., <i>Allium porrum</i> L., <i>Ipomoea batatas</i> L., etc.
Zone dénudée	A cette catégorie appartiennent les sols rocheux, les habitats, les sols nus et les routes	Végétation quasiment absente.

8.6.5. Validation de la classification

Le coefficient Kappa (le rapport entre le nombre de pixels bien classés et le nombre total de pixels sondés) et la précision globale (la proportion de pixels bien classés calculée en pourcentage), deux indices issus de la matrice de confusion et appropriés pour la validation des classifications supervisées, ont été utilisés (Pontius, 2000).

A partir des matrices de confusion, la précision de l'utilisateur ou le taux de pixels bien classés de la classe i ($Pu(i)$) a été obtenue suivant l'équation 7.1 (Barima, 2009) :

$$Pu(i) = \frac{Mc(i)}{m_1} \quad (\text{Equation 7.1})$$

$Mc(i)$ correspond au nombre de pixels de la classe d'occupation du sol i ayant effectivement été affectés à celle-ci après classification et m_1 la somme des pixels de la classe d'occupation du sol i dans l'image. La précision du réalisateur ($Pr(i)$) a été obtenue suivant l'équation 7.2 :

$$Pr(i) = \frac{Mc(i)}{m_2} \quad (\text{Equation 7.2})$$

où m_2 représente le nombre de pixels appartenant effectivement à la classe i . Une valeur élevée de $Pr(i)$ indique que la classe est affectée par les échantillons des autres classes d'occupation du sol. À l'inverse, un taux faible indique qu'une classe d'occupation du sol est souvent choisie à la place d'autres classes (Barima et al., 2009).

8.6.6. Détection de la dynamique paysagère au PNN-FP2, PNN-LV et au PNN-M

Afin de mettre en évidence l'impact humain sur la dynamique paysagère des trois parcs nationaux du sud d'Haïti, des indices de structure spatiale ont été calculés, notamment ceux susceptibles d'élucider la fragmentation du paysage. Il s'agit du nombre de taches (n), de l'aire totale des taches d'une classe d'occupation du sol (a_t),

de l'indice de dominance (D) et de l'indice de perturbation (U). Le nombre de taches, associé à l'aire totale des taches d'une classe d'occupation du sol, permet d'évaluer le niveau de fragmentation matérialisée par l'augmentation du nombre suivie de la diminution de l'aire totale des taches d'une classe d'occupation du sol. L'indice de dominance, qui varie de 0 à 100, exprime également le niveau de fragmentation d'une classe d'occupation du sol. En effet, la fragmentation d'une classe d'occupation du sol est moins importante lorsque sa valeur de dominance de la plus grande tache tend vers 100 ; inversement la classe d'occupation du sol est considérée comme fragmentée lorsque cette valeur tend vers 0 (Bogaert et al., 2002). L'indice de perturbation a permis d'appréhender l'évolution du niveau de l'impact humain (zone agricole et zone dénudée) sur la structure spatiale des écosystèmes forestiers (Bogaert et al., 2014). Les fréquences de conversion d'aires entre les classes d'occupation du sol ont été quantifiées à l'aide des matrices de transition réalisées par la superposition des cartes deux à deux pour chaque période (1985/1986-1998/1999 et 1998/1999-2017/2018).

Les processus de transformation spatiale qui sous-tendent les changements observés ont été identifiés à l'aide de l'arbre de décision proposé par Bogaert et al. (2004). La distinction entre le processus de fragmentation et de dissection a été réalisée en utilisant la valeur $t = 0,5$. Les valeurs inférieures ou égales à 0,5 indiquent une fragmentation, tandis que les valeurs supérieures à 0,5 suggèrent une dissection (Barima et al., 2016).

Le taux annuel de variation de la superficie des classes de l'occupation du sol a ensuite été calculé à l'aide de la formule suivante (Equation 7.3) :

$$\text{Taux d'évolution de l'occupation du sol (TE)} = \frac{(UA_{i+n} - UA_i)}{UA_i} \quad (\text{Equation 7.3})$$

Où n est l'intervalle entre deux années évaluées, UA_{i+n} est l'étendue occupée par une classe au cours de l'année $i+n$ et UA_i est l'étendue occupée par la même classe en année initiale de la période (Barima et al., 2009).

8.7. Résultats

8.7.1. Classification et cartographie de l'occupation du sol

L'évaluation de la qualité de la classification supervisée des images Landsat couvrant le PNN-FP2 (1986, 1999 et 2018), le PNN-LV (1986, 1998 et 2018) et le PNN-M (1985, 1998 et 2017) indique des précisions globales allant de 94% à 99% (Tableau 8.2). Ces précisions sont confirmées par le coefficient Kappa, dont les valeurs oscillent entre 91 et 99%, suggérant une meilleure discrimination entre les classes d'occupation du sol de manière générale. Toutefois, certaines confusions, dont les plus importantes entre la zone agricole et la zone dénudée, ont été observées au niveau de tous les trois parcs nationaux étudiés. La zone forestière (précision de l'utilisateur comprise entre 97 et 100%) a été la moins affectée par les échantillons des autres classes d'occupation du sol au niveau des trois parcs étudiés. Neuf cartes d'occupation du sol ont été produites. Pour ces 3 parcs nationaux, l'analyse visuelle de ces cartes révèle que la forêt a été remplacée au fil du temps par les surfaces agricoles, suivies du sol nu dans une moindre mesure (Figure 8.2).

Tableau 8.2: Matrice de confusion résultant de la vérification de la classification supervisée des images Landsat de 1985/1986, 1998/1999 et 2017/2018 de PNN-FP2, PNN-LV et PNN-M.

Données de référence		Données classifiées				Pr(%)
		Zone forestière	zone agricole	zone dénudée	Total	
PNN-HP2						
1986	zone forestière	100,00	2,22	0,00	45,25	97,83
	zone agricole	0,00	97,04	2,86	43,28	99,24
	zone dénudée	0,00	0,74	97,14	11,48	97,14
	Total	100,00	100,00	100,00	100,00	
	Pu	100,00	97,04	97,14		
		Précision globale= 99,67%		Coefficient Kappa= 97,24%		
1999	zone forestière	100,00	0,00	0,00	44,26	100,00
	zone agricole	0,00	100,00	2,86	44,59	99,26
	zone dénudée	0,00	0,00	97,14	11,15	100,00
	Total	100,00	100,00	100,00	100,00	
	Pu	100,00	100,00	97,14		
		Précision globale= 99,67%		Coefficient Kappa= 99,45%		
2018	zone forestière	100,00	0,00	0,00	44,12	100,00
	zone agricole	0,00	99,26	8,33	45,10	97,83
	zone dénudée	0,00	0,74	91,67	10,78	100,00
	Total	100,00	100,00	100,00	100,00	
	Pu	100,00	100,00	91,67		
		Précision globale= 99,01%		Coefficient Kappa= 98,35%		
PNN-LV						
1986	zone forestière	100,00	0,00	0,00	44,30	100,00
	zone agricole	0,00	98,44	11,84	46,98	92,53
	zone dénudée	0,00	1,56	88,16	8,72	92,59
	Total	100,00	100,00	100,00	100,00	
	Pu	100,00	98,41	88,16		
		Précision globale=94,63%		Coefficient Kappa=90,91%		
1998	zone forestière	98,48	2,40	0,00	45,39	97,74
	zone agricole	1,52	97,60	13,89	44,03	94,57
	zone dénudée	0,00	0,00	86,11	10,58	100,00
	Total	100,00	100,00	100,00	100,00	
	Pu	98,48	97,60	86,11		
		Précision globale =96,58%		Coefficient Kappa =94,26%		
2018	zone forestière	100,00	1,60	0,00	45,73	98,51
	zone agricole	0,00	95,20	2,78	40,96	99,17
	zone dénudée	0,00	3,20	97,22	13,31	89,74
	Total	100,00	100,00	100,00	100,00	
	Pu	100,00	95,20	97,22		
		Précision globale =97,61%		Coefficient Kappa= 96,04%		
PNNN-M						
1985	zone forestière	96,10	2,76	0,00	43,80	97,37
	zone agricole	3,90	97,24	0,00	42,36	95,92
	zone dénudée	0,00	0,00	100,00	13,83	100,00
	Total	100,00	100,00	100,00	100,00	
	Pu	96,10	97,24	100,00		
		Précision globale =97,12%		Coefficient= 95,27%		
1998	zone forestière	97,40	0,00	0,00	43,23	100,00
	zone agricole	2,60	100,00	14,58	44,96	92,95
	zone dénudée	0,00	0,00	85,42	11,82	100,00
	Total	100,00	100,00	100,00	100,00	
	Pu	97,40	100,00	85,42		
		Précision globale =96,83%		Coefficient Kappa= 94,75%		
2017	zone forestière	99,35	0,69	0,00	44,38	99,35
	zone agricole	0,65	97,93	12,50	42,94	95,30
	zone dénudée	0,00	1,38	87,50	12,68	95,45
	Total	100,00	100,00	100,00	100,00	
	Pu	99,35	97,93	87,50		
		Précision globale =97,11%		Coefficient Kappa= 95,25%		

Les cellules des matrices représentent les pixels en pourcentage. Pu : la précision de l'utilisateur ; Pr : la précision du réalisateur.

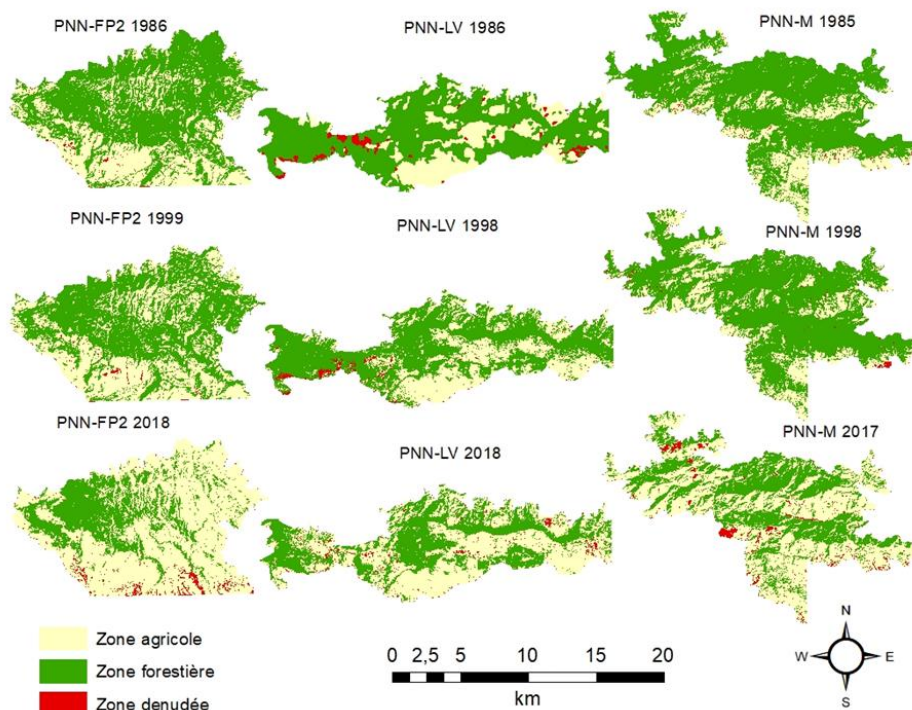


Figure 8.2: Occupation du sol du PNN-FP2 (1986, 1999 et 2018), du PNN-LV (1986, 1998 et 2018) et du PNN-M (1985, 1998 et 2017) issues de la classification supervisée des images Landsat appuyée sur l'algorithme du maximum de vraisemblance.

8.7.2. Dynamique de composition du paysage

Evolution de la proportion des classes dans les paysages du PNN-FP2, PNN-LV et PNN-M

Au sein du PNN-FP2, la classe forestière qui couvrait plus de 80,0 km² en 1986 et 1998 a été réduite de moitié en occupant 38,7 km² du paysage en 2018. En revanche, la zone agricole a connu une nette progression de sa superficie qui est passée de 50,5 km² en 1986 à 58,7 km² en 1999. Cette classe est devenue en 2018 la nouvelle matrice paysagère en occupant 97,8 km² du paysage. De plus, la superficie de la zone dénudée a été multipliée par 4 dans le paysage en passant de 0,9 km² en 1986 à 3,5 km² en 2018 (Tableau 8.3).

Par ailleurs, au sein du PNN-LV, une transition matérialisée par le remplacement de la zone forestière, matrice du paysage en 1986, par la zone agricole qui a constitué la nouvelle matrice du paysage en 2018, a été constatée. En effet, la zone forestière, qui s'étendait sur près de 70 km² en 1986 et 1998, a perdu un tiers de sa superficie pour couvrir 50,19 km² du paysage en 2018 (Tableau 8.3). Quant à la zone agricole, elle a doublé de superficie dans le paysage en s'étendant de 32,1 km² en 1986 à 61,2 km² en 2018. Sur la même période, la superficie de la zone dénudée, qui en 1986 et 1998

occupait respectivement 3,0 km² et 2,5 km², est passée à 4,0 km² en 2018 (Tableau 8.3).

Au sein du PNN-M, la zone forestière a occupé 100,2 km² en 1986, 99,0 km² en 1998 contre 54,4 km² en 2017. La superficie de la zone agricole a doublé dans le paysage, passant de 33,4 km² en 1986 à 74,7 km² en 2017 (Tableau 8.3). Cette classe d'occupation du sol est devenue la nouvelle matrice paysagère en 2017, au détriment de la zone forestière, matrice paysagère en 1986. Par ailleurs, la superficie de la zone dénudée a été multipliée par près de 8 en passant de 0,7 km² du paysage en 1985 à 5,1 km² en 2017 (Tableau 8.3).

En résumé, l'évaluation du changement sur toute la période d'étude dans les paysages des 3 parcs nationaux révèle une tendance régressive de la zone forestière avec des taux annuels de changement de -0,7% (1986-1999) et -2,7% (1999-2018) dans le PNN-FP2, de -0,84% (1985-1998) et -1,6% (1998-2018) dans le PNN-LV et de -0,1% (1985-1998) et -2,2% (1998-2017) dans le PNN-M (Tableau 8.3).

Tableau 8.3: Composition du paysage (en km²) et taux d'évolution (TE) des différentes classes d'occupation du sol au niveau du PNN-FP2, du PNN-LV et du PNNM entre 1985 et 2018.

PNN-FP2	Zone forestière	Zone agricole	Zone dénudée
<i>at 1986</i>	88,6	50,5	0,9
<i>at 1999</i>	80,4	58,7	0,9
<i>at 2018</i>	38,7	97,8	3,5
<i>TE (1986-1999)</i>	-9,4 (-0,7)	16,4(1,3)	6,35 (0,5)
<i>TE (1999-2018)</i>	-51,8 (-2,7)	66,3 (3,5)	274,63 (14,5)
PNN-LV			
<i>at 1986</i>	78,3	32,1	3,0
<i>at 1998</i>	70,6	41,2	2,5
<i>at 2018</i>	50,2	61,2	4,0
<i>TE (1986-1998)</i>	-10,04 (-0,8)	24,0 (2,0)	-0,12 (-0,0)
<i>TE (1999-2018)</i>	-28,94 (-1,5)	45,6 (2,3)	66,20 (3,3)
PNN-M			
<i>at 1985</i>	100,2	33,4	0,7
<i>at 1998</i>	99,0	34,1	1,3
<i>at 2017</i>	54,4	74,7	5,1
<i>TE (1985-1998)</i>	-1,2 (-0,1)	2,1 (0,2)	55,7 (4,3)
<i>TE (1999-2017)</i>	-44,98 (-2,1)	119,3 (5,7)	297,9 (14,2)

Les valeurs entre parenthèse correspondent au taux d'évolution annuel par période. Les données sont issues de la classification supervisée des images Landsat appuyée sur l'algorithme du maximum de vraisemblance.

8.7.3. Dynamique de conversion des classes de l'occupation du sol

Dans le PNN-FP2, la régression de la zone forestière s'explique par le transfert de 12,2% et 32,3% de sa superficie à la zone agricole sur les périodes 1986-1999 et 1999-2018 respectivement. La zone agricole a subi des pertes de superficie, opérées au profit de la zone forestière (6,2% entre 1986 et 1999 contre 2,9% entre 1999 et 2018) et du sol nu (0,4% entre 1986 et 1999 contre 2,0% entre 1999 et 2018). Il apparaît que 0,1% et 0,4% de la zone dénudée ont été envahies par la zone forestière et la zone agricole respectivement entre 1986 et 1998. Entre 1999 et 2018, une proportion de 0,4% de la zone dénudée a été convertie en zone agricole (Tableau 8.4).

Au sein du PNN-LV, les résultats obtenus montrent une diminution de l'étendue des zones forestières au profit de la zone agricole (11,5% et 18,8% respectivement entre 1986 et 1998 et entre 1998 et 2018) et de la zone dénudée (1,1% et 0,9% respectivement entre 1986 et 1998 et entre 1998 et 2018). La progression de la zone agricole est également liée à son développement sur 0,4% de la zone dénudée sur toutes les deux périodes étudiées (1986-1998 et 1998-2018). Au cours de ces mêmes périodes, les pertes les plus importantes de la zone agricole, de l'ordre de 4,7% et 1,8%, se sont produites en faveur de la zone forestière (Tableau 8.4).

Au niveau du PNN-M, il y a une importance de la conversion dans la proportion de la zone forestière en zone agricole (8,6% entre 1985-1998 et 32,8% entre 1998-2017) et, dans une moindre mesure, en zone dénudée (0,3% entre 1985 et 1998 et 1,3% entre 1998 et 2017). La zone agricole a enregistré des pertes de sa proportion au profit de la zone forestière (7,8% entre 1985 et 1998 et 0,9% entre 1998 et 2017) et de la zone dénudée (0,6% entre 1985 et 1998 et 2,1% entre 1998 et 2017 ; Tableau 8.4).

Pour les 3 parcs nationaux étudiés, le tableau 8.4 montre que la zone forestière a été plus stable au cours de la première période (1985/1986-1998/1999) comparativement à la deuxième période (1998/1999-2017/2018), la tendance inverse étant observée pour les zones agricoles et dénudées. Ainsi, la zone forestière a été plus fortement impactée par la déforestation au cours de la deuxième période d'étude comparativement à la première période, de manière plus ponctuelle au PNN-FP2 et PNN-M, notamment au profit du développement agricole. Quant à la régénération, elle a été plus élevée au cours de la première période particulièrement au niveau du PNN-FP2 et du PNN-M. La dénudation des sols a été plus marquée au niveau des PNN-LV et PNN-M, notamment au cours de la deuxième période étudiée. Ces résultats reflètent l'importance du phénomène de dégradation du paysage naturel de ces sites d'étude et donc l'anthropisation de leurs paysages. L'évolution des valeurs de l'indice de perturbation confirme cette tendance à l'anthropisation des paysages dans les trois parcs nationaux. En effet, en 33 ans, sa valeur a été multipliée par 5 dans le PNN-FP2 (de 0,6 à 2,62), par 3 dans le PNN-LV (de 0,5 à 1,3) et par 4 dans le PNN-M (de 0,3 à 1,5).

Tableau 8.4: Matrice de transition d'aires entre classes d'occupation du sol au niveau du PNN-FP2, du PNN-LV et du PNN-M. 1% correspond à 1,40 km², 1,14 km² et 1,34 km² respectivement pour le PNN-FP2, le PNN-LV et le PNN-M.

PNN-FP2				
1986-1999	Zone forestière	Zone agricole	Zone dénudée	Total
Zone forestière	51,0	12,2	0,1	63,3
Zone agricole	6,2	29,4	0,4	36,1
Zone dénudée	0,1	0,4	0,2	0,6
Total	57,3	42,0	0,7	100
1999-2018				
Zone forestière	24,7	32,3	0,3	57,3
Zone agricole	2,9	37,1	2,0	42,0
Zone dénudée	0,0	0,4	0,3	0,7
Total	27,7	69,8	2,5	100
PNN-LV				
1986-1998	Zone forestière	Zone agricole	Zone dénudée	Total
Zone forestière	55,9	11,5	1,1	68,5
Zone agricole	4,7	24,0	0,4	29,1
Zone dénudée	1,2	0,6	0,7	2,5
Total	61,8	36,1	2,2	100
1998-2018				
Zone forestière	42,1	18,8	0,9	61,8
Zone agricole	1,8	33,2	1,1	36,1
Zone dénudée	0,0	0,5	1,6	2,2
Forest	43,9	52,5	3,6	100
PNN-M				
1985-1998	Zone forestière	Zone agricole	Zone dénudée	Total
Zone forestière	65,6	8,6	0,3	74,5
Zone agricole	7,8	16,5	0,6	24,9
Zone dénudée	0,2	0,4	0,0	0,6
Total	73,7	25,4	1,0	100
1998-2017				
Zone forestière	39,6	32,8	1,3	73,7
Zone agricole	0,9	22,4	2,1	25,4
Zone dénudée	0,0	0,5	0,4	1,0
Total	40,5	55,7	3,8	100

Les données sont issues de la classification supervisée des images Landsat appuyée sur l'algorithme du maximum de vraisemblance. Les valeurs en gras expriment les proportions des classes d'occupation du sol qui sont restées stables dans le paysage.

8.7.4. Dynamique structurale

Sur les périodes de 1986-1999 et 1999-2018, la zone forestière du PNN-FP2 a connu respectivement la dissection ($t_{obs}=0,91 > 0,5$) et la fragmentation des taches

($t_{obs} = 0,48 < 0,5$) suite à une diminution de l'aire totale parallèlement à une augmentation du nombre des taches (Tableau 8.5). Pour la zone agricole et la zone dénudée, une augmentation de l'aire totale a été associée à une diminution du nombre des taches de ces classes entre 1986-1999, suivie d'une augmentation du nombre de taches sur la période 1999-2018. Les processus de transformation spatiale observés ont été l'agrégation (1986-1999) et la création de taches (1999-2018 ; Tableau 8.5).

Au sein du PNN-LV, la dissection a été le processus de transformation spatiale dominant au sein de la zone forestière entre 1986 et 1998 et entre 1998 et 2018, car l'augmentation du nombre de taches a été accompagnée d'une diminution de leur aire totale ($t_{obs} = 0,90$ et $0,71 > t = 0,5$). Ces deux périodes ont été caractérisées par la création de taches de la zone agricole, car l'augmentation de leur aire totale a été accompagnée de l'augmentation du nombre de leurs taches. La zone dénudée a connu la dissection de taches ($t_{obs} = 0,83 > 0,5$) entre 1986 et 1998 contre la création entre 1998-2018. En effet, il a été noté d'abord une augmentation du nombre et de l'aire totale de taches entre 1986-1998. Par la suite, un accroissement du nombre de taches a été observé parallèlement à la diminution de l'aire totale entre 1998 et 2018 (Tableau 8.5).

Au PNN-M, la zone forestière a enregistré la dissection ($t_{obs} = 0,98$ et $0,55 > t = 0,5$) comme processus de transformation spatiale sur les périodes 1985-1998 et 1998-2017, suite à l'augmentation du nombre de taches parallèlement à une diminution de leur aire totale. Au cours des mêmes périodes, les zones agricole et dénudée ont enregistré un accroissement du nombre et de l'aire totale de taches (Tableau 8.5), suggérant la création comme processus de transformation spatiale dominant.

Une diminution de la proportion de la grande tache au sein de la zone forestière a été observée, passant de 88,60% en 1986 à 73,05% en 2018 au PNN-FP2, de 98,94% en 1986 à 56,10% en 2018 au PNN-LV et de 97,40% en 1985 à 34,20% en 2017 au PNN-M. Ceci peut être interprété comme une dynamique de morcellement des taches forestières en un nombre élevé de petites taches probablement couplée à un isolement spatial plus important, faisant ainsi écho d'une déforestation (Photos 8.1 et 8.2). En revanche, il a été noté une augmentation de la dominance des plus grandes taches de la zone agricole et de la zone dénudée, confirmant la tendance vers la fusion des taches au sein des occupations du sol anthropiques (Tableau 8.5).

Tableau 8.5 : Synthèse des indices de structure spatiale et identification des processus de transformation spatiale qui sous-tendent les changements observés au PNN-FP2, au PNN-LV et au PNN-M sur la base de l'algorithme de l'arbre de décision de Bogaert et al. (2004).

PNN-FP2	Zone forestière	Zone agricole	Zone dénudée
<i>n</i> 1986	360	2170	126
<i>a_t</i> 1986	88,6	50,5	0,9
<i>a_t</i> 1996	92,2	18,4	3,4
<i>n</i> 1999	514	3457	103
<i>a_t</i> 1999	80,4	58,7	0,9
<i>D</i> 1999	91,4	7,1	16,3
<i>n</i> 2018	754	3615	414
<i>a_t</i> 2018	38,7	97,8	3,5
<i>D</i> 2018	73,1	49,2	34,1
PNN-LV			
<i>n</i> 1986	11	68	37
<i>a_t</i> 1986	78,3	32,1	3,0
<i>D</i> 1986	98,9	37,0	20,8
<i>n</i> 1998	211	104	211
<i>a_t</i> 1998	70,6	41,2	2,5
<i>D</i> 1998	95,2	47,9	16,5
<i>n</i> 2018	707	509	610
<i>a_t</i> 2018	50,2	61,2	4,0
<i>D</i> 2018	56,1	64,3	58,4
PNN-M			
<i>n</i> 1985	282	160	134
<i>a_t</i> 1985	100,2	33,4	0,7
<i>D</i> 1985	97,4	5,7	11,4
<i>n</i> 1998	328	639	315
<i>a_t</i> 1998	99,0	34,1	1,3
<i>D</i> 1998	96,2	6,0	45,8
<i>n</i> 2017	916	1360	538
<i>a_t</i> 2017	54,4	74,7	5,1
<i>D</i> 2017	34,2	20,6	48,2

Les données sont issues de la classification supervisée des images Landsat appuyées sur l'algorithme du maximum de vraisemblance. n : nombre de tache ; at : aire totale (km²) ; D : Indice de dominance de la plus grande tache (%).

8.8. Discussion

8.8.1. Approche méthodologique

La grande précision cartographique obtenue dans cette étude résulte d'une bonne connaissance du terrain, mais aussi du nombre réduit des classes d'occupation du sol utilisées et de la définition de parcelles homogènes lors de la sélection des sites

d'entraînement (Mama et al., 2014). Toutefois, la confusion entre le sol nu et la surface agricole a été enregistrée sans affecter significativement la fiabilité de la classification. Cette confusion pourrait être expliquée par le fait que les champs dont les produits agricoles sont récoltés apparaissent comme une zone dénudée. Par ailleurs, les changements spatiaux dans les paysages des parcs nationaux étudiés ont été détectés à l'aide des indices de structure spatiale (Bogaert et Mahamane, 2005). Des indices de structure spatiale ont été calculés étant donné qu'ils sont considérés comme des indicateurs fiables de l'impact humain sur la morphologie des paysages (Bogaert et al., 2002 ; Bogaert et al., 2004).

8.8.2. Activités agricoles et pertes de la couverture forestière au sein des parcs nationaux du sud de la République d'Haïti

La dynamique des paysages forestiers des PNN-FP2, PNN-LV et PNN-M démontrée dans cette étude est caractérisée par la déforestation, un phénomène également reconnu par plusieurs auteurs en Haïti (Brenes et al., 2017 ; MDE et al., 2017). Les taux de déforestation annuels enregistrés dans les 3 parcs nationaux (1,8% dans le PNN-FP2, 1,2% dans le PNN-LV et 1,4% dans le PNN-M) restent bien supérieurs au taux enregistré au niveau des parcs en République Dominicaine, soit moins de 0,7% (Lloyd et Léon, 2019). Des tendances de déforestation dans les zones protégées ont été également observées dans deux aires protégées, Caroni et Nariva, à Trinidad (Gibbes et al., 2009) et au Niger (Mamane et al., 2018). La différence d'ampleur de la déforestation entre les 3 parcs nationaux étudiés semble s'expliquer par le nombre plus élevé d'habitants dans le périmètre immédiat du PNN-FP2 soit 59300 habitants (Helvetas et al., 2013) contre 30 000 habitants dans le PNN-M (MDE et al., 2017) et 6 000 habitants dans le PNN-LV (SEO/BirdLife, 2008). En effet, la corrélation négative entre la croissance démographique et la dynamique de la déforestation a déjà été démontrée (Bogaert et al., 2011).

L'impact des activités humaines sur la dynamique des paysages forestiers dans le PNN-FP2, le PNN-LV et le PNN-M s'est intensifié depuis la fermeture de la Société Haitiano-Américaine pour le Développement Agricole (SHADA) et sa succession par des sociétés qui ont continué à exploiter le bois de manière irrationnelle jusque vers les années 1980. Après cette période, la dégradation du cadre socio-économique des populations locales a favorisé l'émergence de diverses activités anthropiques (SEO/BirdLife, 2008), notamment l'abattage d'arbres, l'extraction de bois et de grasse, le feu de brousse et l'agriculture (Mezard, 2018). Suite à l'intensification des activités anthropiques précitées, il a été démontré à travers nos résultats que la configuration et la composition des paysages de ces 3 parcs nationaux étudiés ont fortement changé en faveur de la zone agricole qui est devenue la nouvelle matrice paysagère au détriment de la forêt, largement dominante durant la première période d'étude. Ce développement agricole au sein des aires protégées se produit malgré leur gestion par l'ANAP, la promulgation des arrêtés présidentiels les délimitant et l'intervention de nombreux projets au niveau de chacun de ces parcs nationaux étudiés durant la période 1998-2018. Le faible développement socio-économique couplé à la faiblesse dans l'application de la réglementation sur la protection des forêts pourrait justifier la faible efficacité des services précités.

La forte empreinte écologique des activités agricoles sur la zone forestière est peut-être liée au déficit de continuité entre les projets de développement visant la protection

des parcs, à la forte croissance démographique (au niveau du périmètre immédiat des 3 parcs nationaux) amplifiée par les nombreuses crises socio-économiques et politiques que le pays a connues (Bayard, 2009 ; Helvetas et al., 2013 ; MDE et al., 2017). Il est à noter que lors des différentes crises et instabilités socio-politiques (1990-1991, 1994, 2000-2006, 2008, 2010, 2014-2016, etc.), la population généralement pauvre a eu tendance à envahir et à exploiter les zones forestières bénéficiant d'un faible contrôle des autorités de l'Etat (MARNDR, 2010 ; ANAP, 2012 ; Gracia, 2016). De nombreuses études menées en Côte d'Ivoire (Barima et al. 2016), en RDC (Kyale et al., 2019), en Angola (Cabral et al., 2010) et au Burundi (Havyarimana et al., 2018) ont montré que les périodes de crises sociopolitiques favorisent une augmentation des activités anthropiques dans les aires protégées, entraînant ainsi des changements importants dans leur configuration paysagère.

L'effet de l'anthropisation sur la dynamique des paysages forestiers dans les parcs nationaux du sud d'Haïti est caractérisé par la déforestation suivie du développement agricole (Photos 8.1-8.3). En effet, l'importante croissance démographique du sud d'Haïti amplifie l'insécurité alimentaire par une forte baisse de la production agricole. Afin d'assurer la sécurité alimentaire des populations avoisinantes dans ce contexte, la réponse a été l'extension des classes relatives aux activités agricoles, notamment à travers une grande variété de cultures saisonnières et d'élevage (Bayard, 2009).

Les activités agricoles développées au niveau des parcs étudiés s'accompagnent d'une expansion des habitats qui pourrait s'expliquer par la volonté des populations de vivre à proximité de leur exploitation et des ressources forestières. Le même constat a déjà été fait en Haïti dans la Réserve de la forêt de pins (Dolisca et al., 2007) et au parc Macaya (Vital, 2008). En outre, pour répondre aux besoins énergétiques, les ménages agricoles coupent du bois pour la production du charbon de bois, de bois de chauffage, mais aussi pour la vente du bois destiné surtout à la construction. Cette activité amplifie la dynamique forestière des trois parcs nationaux étudiés et explique le remplacement des forêts par la zone dénudée tel que révélé par les matrices de transition dans notre étude. En effet, en l'absence d'une diversification des sources d'énergie domestique en Haïti, les espèces forestières sont coupées, puis carbonisées et vendues dans les grandes villes du pays afin de couvrir près de 70% des besoins énergétiques (Angelier, 2006). Par conséquent, plusieurs espèces endémiques, telles que *Juniperus ekmanii* Florin, *Myrsine magnoliifolia* Urb. et Ekman, *Calyconium torbecianu* Urb. et Ekman, *Plagiodontia aedium* F. Cuvier et *Loxia megaplaga* Riley, sont actuellement en danger critique d'extinction suite à la perte de leur habitat (MDE et al, 2017 ; Mezard, 2018 ; MDE, 2019). Il est clairement établi que les modifications profondes dans la structure spatiale du paysage ont également d'énormes conséquences sur les processus écologiques tels que l'érosion, les fréquentes inondations qu'Haïti a connu durant les dernières années, etc. (MDE et al, 2017).



Photo 8.1 : Illustration de la conversion de la zone forestière dominée par le pin (*Pinus occidentalis*) en zone agricole. Cette dynamique a été observée au Parc National La-Visite. Ce constat est similaire au PNN-FP2 et au PNN-M (W. Salomon, 02.09.2019).



Photo 8.2 : Illustration de la conversion de la zone forestière en zone agricole, spécialement pour la culture du maïs (*Zea mays*) au niveau du PNN-FP2 (W. Salomon, 14.09.2019).



Photo 8.3 : Illustration de la conversion de la zone forestière en zone agricole. Il y est remarqué une parcelle agricole abandonnée avec spécialement la présence de la culture de banane (*Musa sp*) qui remplace le pin (*Pinus occidentalis*). Cette dynamique a été observée au PNN-M (W. Salomon, 27.08.2019).

8.9. Conclusion

Cette étude a quantifié la tendance évolutive des écosystèmes forestiers dans les parcs nationaux du sud d'Haïti sur une période de 33 ans (1985 à 2018), grâce à l'approche cartographique couplée aux outils d'analyse de l'écologie du paysage. Les résultats obtenus montrent une évolution rapide des classes anthropiques au niveau du paysage des parcs étudiés. Ainsi, la création des zones agricoles, la nouvelle matrice paysagère en 2017/2018, suivie de leur agrégation, a conduit à une modification de la structure spatiale du paysage. Par conséquent, les zones forestières sont de plus en plus menacées et régressent en surface et en connectivité. En effet, entre 1985 et 1999, les zones forestières qui étaient largement dominantes au niveau des parcs nationaux étudiés, ont fortement régressé à travers les processus de fragmentation et de dissection. La différence dans l'ampleur de la déforestation a été notée entre les 3 parcs nationaux et l'étude révèle que ce processus est nettement plus prononcé au PNN-FP2. La forte croissance démographique couplée, à la précarité des conditions socio-économiques des populations locales, en l'absence d'une politique de bonne gouvernance des ressources forestières, sont les principaux facteurs de cette dynamique régressive des formations naturelles. Ainsi, la présente étude montre qu'il est urgent de mettre en œuvre des stratégies alternatives de survie, telles que l'agroforesterie, afin d'améliorer les revenus des ménages, d'une part, et d'améliorer la connectivité spatiale entre les taches forestières d'autre part.

Chapitre 9

Discussion générale

9.1. Méthodes

9.1.1. Images satellitaires et détection des changements

9.1.1.1. Choix des images satellitaire

Les approches traditionnelles de suivi et de cartographie, notamment pour de grandes étendues, deviennent de plus en plus inopérantes suite au caractère hétérogène du paysage, ainsi que la rapidité des changements qui s'y produisent (Skupinski et al., 2009). Ainsi, plusieurs études sont unanimes sur l'importance considérable des données de télédétection dans l'identification et le suivi des changements de l'occupation du sol en général, du processus de déforestation et de la périurbanisation en particulier (Achard et al., 2002 ; Besussi et al., 2010 ; Demaze, 2010 ; Achbun et al., 2013). L'usage de la télédétection satellitaire présente plusieurs avantages (Mumby et al., 1999 ; Epstein et al., 2002 ; Couch et al., 2005 ; Aguejdad et al., 2009 ; Vermeiren et al., 2012).

La capacité des capteurs à observer au-delà du domaine visible permet, en effet, d'obtenir des informations sur des espaces inaccessibles à l'homme offrant ainsi une large vue des formes et des structures du paysage ainsi que des changements qu'elles subissent tant en milieu urbain, périurbain que rural (Puissant, 2003 ; Nsiami, 2009). Cela réduit le temps de travail sur terrain. De plus, les images satellitaires deviennent un outil incontournable dans l'identification et le suivi des dynamiques paysagères en raison de la périodicité des prises des vues plus ou moins régulières, des résolutions spatiale, spectrale de plus en plus performante (Skupinski et al., 2009 ; Diouf, 2012 ; Sordello et al., 2014). Toutefois, il est à souligner que le choix des résolutions spatiales et temporelles des images à utiliser dans les analyses est fonction de la dimension et de la nature des phénomènes que l'on cherche à étudier (Girard et Girard, 2010). L'aptitude à produire des cartes de l'occupation du sol (à jour) est également un autre avantage puisqu'elle constitue le point de départ pour la mise en place des cartes d'affectation des sols. Il est à noter que ces dernières nécessitent la prise en compte d'autres facteurs (la direction du vent, la pente, la texture du sol, etc.) (Puissant, 2003 ; Latifovic et al., 2010). Aussi, l'observation des paysages peut être effectuée à partir de nombreux points de vue, et les processus écologiques peuvent ainsi être étudiés à différentes échelles spatiales et temporelles dans les paysages (Turner, 1989 ; Griffiths et al., 2010 ; Harris et al., 2011).

L'échelle de temps dans le cadre de cette recherche doctorale pour étudier l'impact des dynamiques paysagère sur les processus écologiques dépendait de la disponibilité des images. Les pas de temps vont ainsi de 11 et 21 ans. Ces pas de temps se sont avérés adéquats pour l'analyse de la dynamique paysagère des sites étudiés. Du fait de la lenteur des processus de changement, le pas de temps est généralement estimé à dix ans ou plus pour une meilleure interprétation des changements dans le couvert végétal (Hotyat et Liège, 2003 ; Jacquin, 2010). Toutefois, si les perturbations sont d'une grande intensité, le pas de temps pourrait être choisi sur une période plus courte (Jacquin, 2010). Barima et al. (2016), Kouakou et al. (2018) ont pu démontrer des tendances de régression des superficies forestières par exemple dans le cadre des études sur la dynamique spatio-temporelle de la Forêt Classée Haut Sassandra en Côte d'Ivoire sur des courtes périodes que sont 2002-2006 et 2006-2013.

Les images satellitaires de type Landsat utilisées dans le cadre de cette recherche doctorale peuvent être considérées comme adaptées au contexte local par le fait que les tendances de l'évolution spatio-temporelle des différentes classes d'occupation du sol ont pu être détectées. Ce type d'images a été déjà utilisé dans la région caribéenne et en Haïti dans des problématiques similaires en zone rurale et forestière (Vital, 2008 ; Versluis et Rogan, 2010), mais également en zone urbaine dans d'autres pays par exemple Useni et al. (2017) en RD Congo et Illiassou et al. (2015) au Niger. Ces études ont abouti à la même conclusion, à savoir l'expansion des zones agricoles en milieu rural qui remplace les forêts et l'expansion des bâtis au détriment de la végétation en zones urbaines (Kayembe et al., 2009 ; Illiassou et al., 2015').

9.1.1.2. Choix des classe d'occupation de sol et classification des images

Bien choisir les classes d'occupations du sol constitue également un défi pour les chercheurs. En effet, les analyses à effectuer sont influencées par le choix des classes d'occupation de sol. En milieu urbain et périurbain, la complexité des paysages ne facilite pas la tâche avec de possibles confusions de classes (Caloz et Collet, 2001 ; Congedo et Munafo, 2012). A titre d'exemple, il n'a pas été facile de dissocier le bâti du sol nu notamment dans le paysage urbain. En effet, la grande similitude entre les signatures spectrales du bâti et du sol nu notamment pendant la saison sèche (Congedo et Munafo, 2012), ont poussé à leur association dans le cadre de cette recherche doctorale (chapitres 4 à 8) afin d'éviter des erreurs de classification. En fait, pour être en mesure d'utiliser les images satellitaires malgré leur importance, il est indispensable de connaître la luminance (ou la radiométrie) des objets observés à la surface du sol. La connaissance de la radiométrie des objets observés suppose (i) que chaque objet ait une réflectance propre (signature spectrale), (ii) et que cette réflectance soit indépendante du milieu et du temps (Caloz et Collet, 2001). D'autant plus, les systèmes de classe d'occupation du sol développés pour les paysages naturels/forestiers ne sont pas bien adaptés aux paysages urbains. Le chercheur doit, une fois encore, établir ou choisir la façon la plus objective possible de retenir un certain nombre de classes suivant la nature de l'étude effectuée et des données en sa possession. Il existe des études en cours pour développer des catégories plus adaptées aux paysages urbains (Cadenasso et al., 2007). Cependant, la détermination des types d'occupation du sol fait appel à l'application des méthodes de classification pour lesquelles les problèmes de validation de la qualité des classifications demeurent un passage obligatoire (Pontius, 2000 ; Caloz et Collet, 2001 ; Campbell, 2004). L'appréciation de la qualité devrait remonter aux images utilisées provenant de différents capteurs (MSS, TM, ETM+ et OLI) que nombreux auteurs ont trouvés qu'elles étaient bruitées, contenant des interactions spatiales entre pixels, un mélange de pixels et une intercorrélations à plusieurs dimensions dans les scènes prises en milieu tropical (Berry et al., 2007 ; Pu et al., 2008 ; Helder et al., 2011). Par conséquent, dans les processus de classification, on observe la présence d'erreur d'assignation au niveau des pixels non homogènes notamment (2009 ; Chen et al., 2010 ; Arvor et al., 2012 ; Chen, 2012 ; Hongliang et al., 2013).

Jusqu'à nos jours, aucune méthode de classification n'a été retenue pour sa robustesse (Ridd et Liu, 1998 ; Foody, 2002). Toutefois, seule la connaissance de la réalité des observations de terrain contribue à améliorer la classification et à atténuer le niveau de confusion des pixels (Rapinel, 2012). Pour la réalisation des

classifications, différents algorithmes sont utilisés. Toutefois, la comparaison entre les différents algorithmes sur la base de la matrice de contingence montre qu'il n'y a pas de différence significative de précision entre elles (Weih et Riggan, 2010). Cependant, l'algorithme du maximum de vraisemblance serait de loin le plus utilisé (Weih et Riggan, 2010 ; Szuster et al., 2011 ; Asmala, 2012 ; Abd et Alnajjar, 2013). La réduction du nombre de classes d'occupation du sol permet également de limiter les erreurs de classification (Bianchi et Haig, 2013). Dans cette étude, cela a été fait dans le but d'améliorer la qualité de la classification. Cependant, l'augmentation de la superficie de certaines classes regroupées peut quelques fois masquer les changements observés au sein de certaines classes regroupées, c'est-à-dire que l'augmentation de la superficie de chacune d'elles peut dissimuler la perte d'autres (Buyantuyev et Wu, 2007 ; Andrieu et Mering, 2008).

9.1.1.3. Limites des méthodes de télédétection utilisées

Dans le cadre de cette recherche doctorale, la dynamique spatiotemporelle de l'anthropisation des écosystèmes forestiers d'Haïti a pu être visualisée et documentée à l'aide des techniques de télédétection et géospatiales basées sur le téléchargement des images satellitaires de type Landsat. Cela nous a permis de disposer des données après le traitement et la classification de ces images à partir du logiciel ArcGIS et ENVI. Toutefois, en dépit des complications dues aux perturbations atmosphériques notamment, les images de qualités obtenues pour un même site d'étude dans le cadre de cette recherche doctorale n'ont pas permis de mener les analyses sur des pas de temps similaires et rapprochées. Cela pourrait biaiser certaines comparaisons des dynamiques observées entre deux périodes. Par exemple à Vallières (Chapitre 6) on a eu deux pas de temps dont l'un est de 14 ans et l'autre de 21 ans. De plus, les pas de temps plus longs utilisés dans le cadre de cette recherche doctorale peuvent cacher une série de processus (Forman, 1995 ; Bogaert et al., 2004 ; Bogaert et al., 2014).

De nos jours, il est possible d'utiliser de nouvelles technologies de télédétection pour aller plus loin dans l'identification, la surveillance des changements de couverture et pour l'étude de la relation entre l'influence humaine sur la couverture terrestre et ses conséquences sur l'environnement au fil du temps (Butt et al., 2015). C'est le cas, par exemple, de Google Earth Engine (GEE) une nouvelle technologie lancée par Google en en décembre 2010 (US Geological Survey, 2010). Cette plateforme d'analyse géospatiale dispose en ligne de l'enregistrement historique des données satellitaires de plus de quarante ans d'images satellitaires afin que les scientifiques et les chercheurs puissent analyser en temps réel les changements survenus à la surface de la Terre (Dong et al., 2016 ; Zugani et al., 2018). Cette technique de détection des changements d'affectation des terres permet d'avoir une série chronologique d'image Landsat pour chaque année choisie permettant ainsi de résoudre le problème de pas de temps entre les images (Zugani et al., 2018). Cette technique peut permettre de mieux déterminer les classes et la répartition de l'occupation du sol, de sortir ainsi de la vision binaire forêt/non-forêt dans l'analyse des changements opérés dans les paysages.

9.1.1.4. Limite de la méthodes d'évaluation de la précision des classification

Dans le cadre de cette thèse, l'évaluation de la précision de classifications a été faite par les méthodes généralement utilisées que sont, la matrice de confusion, l'indice de Kappa et la précision globale (Pontius et al., 2001). Bien qu'encore largement

employé, l'indice de Kappa utilisé pour évaluer la précision de classification est sujet à discussion (Pointus et Millones, 2011). Certains auteurs s'évertuent, en effet, à démontrer que cet indice est trompeur et suggèrent d'autres indices notamment « *allocation disagreement* » (divergence d'attribution) et « *quantity disagreement* » (divergence de quantité) (Pointus et Millones, 2011 ; Warrens, 2015a ; 2015b). En effet, malgré la popularité de Kappa (utilisé dans au moins 40% des articles publiés sur la télédétection entre 2003 et 2017), il a été reconnu, cependant, que les résultats issus de Kappa sont sujets à l'incertitude dans les décisions et peuvent ne pas être en mesure d'évaluer efficacement l'exactitude des cartes d'occupation de sol produites (Ye et al., 2018). Selon Pontius et Millones (2011) et Foody (2020), Kappa compare la précision mesurée à une référence de précision aléatoire, souvent non-pertinente et parfois trompeuse. Il a été jugé qu'une comparaison avec la précision aléatoire n'a généralement pas de sens du fait que la catégorisation aléatoire n'est généralement pas une approche alternative pour créer la carte (Feizizadeh et al., 2021).

De plus, il est aussi souvent critiqué à Kappa son incapacité à indiquer le niveau de concordance entre la classification et les données de référence (Pointus et Millones, 2011 ; Warrens, 2015a ; Feizizadeh et al., 2022). Lillesand et Kiefer (2001) a toutefois suggéré que le niveau minimum de précision soit supérieur à 85% pour que les résultats d'une carte classifiée basée sur la télédétection soient considérés comme valides, ce que la communauté de la télédétection a largement accepté comme cible dans la classification des images (Feizizadeh et al., 2022). Les indices de Kappa obtenus dans cette étude sont généralement supérieurs à 90%, ce qui suggère que les cartes utilisées reflètent parfaitement les réalités du terrain. Toutefois, dans l'étude réalisée au Cap-Haïtien, les valeurs de Kappa ont varié de 70-80% indiquant des classifications de qualité moyenne.

9.1.2. Identification et segmentation des zones du gradient d'urbanisation

Les chapitres 4 et 5 de cette dissertation doctorale, portés sur l'analyse de la dynamique paysagère le long du gradient urbain-rural des deux plus grandes villes d'Haïti, ont identifié les zones urbaines, périurbaines et rurales à travers l'application de l'arbre de décision d'André et al. (2014). Cet arbre de décision se base sur des indicateurs morphologiques quantifiables, intégratifs, consensuels et discriminant qui correspond à une réalité physique des différentes composantes du gradient d'urbanisation relativement facile à identifier, et ce, avec une certaine fiabilité et objectivité. Il s'agit en effet d'une lecture morphologique simplifiée basée sur la continuité/discontinuité du bâti et l'occupation et l'utilisation du sol (André et al., 2014 ; Sambieni et al., 2018). Plusieurs auteurs l'ont déjà appliqué à la ville de Bujumbura (Kabanyegeye et al., 2022), Kisangani (André et al., 2013), Kinshasa (Bogaert et al., 2015 ; Sambieni et al., 2018), et de Lubumbashi (Useni et al., 2017 ; André et al., 2018).

Sa simplicité d'application diffère des approches antérieures par anneaux concentriques (Li et al., 2013) et par transect (Faeth et al., 2011 ; Gagné, 2013 ; Sambieni, 2020). En effet, par comparaison à ces deux approches, son application ne dépend pas forcément de la télédétection de haute résolution souvent onéreuse. D'autant plus, cet arbre se combine facilement aux indices de structure spatiale basés

sur la proportion et la configuration spatiale des taches de bâti (Bogaert et al., 2015) pour identifier les territoires périurbains au moyen d'une analyse structurale des paysages. Cet arbre de décision répond également à deux défis majeurs en écologie urbaine : (1) l'intégration des facteurs sociaux dans les analyses écologiques (Gianotti et al., 2016) ; et (2) la création des mesures simples et pertinentes d'urbanisation, de même que la possibilité de standardisation (Useni, 2017). Toutefois, pour identifier les zones du gradient urbain-rural, cet arbre de décision ne donne pas le seuil d'indicateurs utilisés (dominance, densité du bâti, etc.). En dépit de cela, il est facile à appliquer dans le contexte local d'Haïti.

9.1.3. Analyse de la structure spatiale du paysage

La structure spatiale de l'occupation du sol au sein des différents sites sélectionnés dans le cadre de cette thèse a été quantifiée à partir d'indices paysagers sur la base du nombre et de l'aire des taches des classes d'occupation du sol, et dans une moindre mesure du périmètre des taches. En effet, ces trois indices, sont considérés en écologie du paysage comme éléments indispensables et un compromis idéal dans la caractérisation de la configuration et composition du paysage (Voss et al., 2001 ; Bogaert et Mahamane, 2005 ; Koffi et al., 2007 ; Bogaert et Barima, 2008). Par ailleurs, une pléthore d'indices pour une grande part semble être corrélée (Li et Wu, 2004) sont développés afin d'analyser la structure et la dynamique des paysages induites par l'augmentation des zones agricoles et la croissance urbaine. Cependant, plusieurs indices ont été utilisés dans le cadre de cette recherche doctorale pour expliquer la complexité de la structure paysagère, d'autant plus qu'aucun indice ne peut résumer à lui seul la configuration du paysage (Bogaert et Mahamane, 2005). Toutefois, ils ont été sélectionnés en fonction de leur pertinence écologique (Chapitres 4-8) et d'une analyse pour générer des explications aux hypothèses causales aux différents phénomènes observés (Li et Wu, 2004).

La complexité des études sur la structure paysagère est aussi expliquée par la multiplicité d'indices paysagers au point qu'il est difficile voire impossible qu'une seule valeur résume la configuration du paysage (Li et Reynold, 1994), plutôt un pléthore d'indices (Bogaert et Mahamane, 2005). Cependant, il est toujours nécessaire de relier la configuration paysagère aux questions écologiques (O'Neill et al., 1999 ; Burel et Baudry, 2000). En effet, la validité de l'analyse paysagère a augmenté dans la mesure où, la sélection des indices utilisés est effectuée en fonction de leur pertinence écologique (chapitre 4 à 8) plutôt que de la commodité de programmes informatiques (Li et Wu, 2004 ; Mama, 2013). Malgré leur pertinence dans le cadre de cette recherche doctorale, l'utilisation de certains indices à l'instar de l'indice de dominance de la plus grande tâche s'est montrée parfois peu concluante dans l'analyse des changements opérés dans les différents paysages (Kouakou et al., 2017 ; 2018). Les résultats obtenus par rapport à cet indice correspondent à ce qui s'observe généralement par d'autres auteurs (Diallo et al., 2011 ; Mama et al., 2013 ; Cabala et al., 2017).

Les indices ne sont que quantitatifs malgré leur pertinence. Il faudrait alors recourir à d'autres méthodes ou disciplines traitant l'aspect qualitatif pour caractériser un phénomène écologique, lesquelles permettront de ressortir les limites du niveau d'anthropisation dans la zone d'étude. De plus, en dépit de la faisabilité et de l'efficacité de mise en œuvre des indices, il n'a pas été possible de tester ou de trouver

des seuils critiques pour davantage éclairer sur l'anthropisation du paysage, informations pourtant cruciales dans l'aménagement du paysage (Useni, 2017). Et si l'évolution précoce de la quantification de la configuration a exigé des paramètres facilement mesurables et a porté sur des mesures qui se basent tout d'abord sur la taille et le périmètre des taches, il est plutôt essentiel de relier les structures étudiées et les processus écologiques (O'Neill et al., 1999 ; Burrell et Baudry, 2000).

9.1.4. Processus de transformation spatiale

L'impact des activités humaines sur le paysage peut être révélé par la répartition spatiale des éléments du paysage et leur dynamique. En d'autres termes, l'évolution des paysages naturels en paysages anthropisés se traduit par des changements très importants de la structure spatiale du paysage (Bogaert et al., 2004 ; Cabala et al., 2018). L'appréciation des processus de transformation spatiale des classes naturelles (zone forestière, végétation ligneuse, etc.) et anthropiques (Habitat-sol nu, zone agricole, zone dénudée, etc.) dans le cadre de cette étude (chapitre 4-8) a fait intervenir l'analyse du nombre de taches, de l'aire et du périmètre de taches. Ces paramètres ont été utilisés dans l'arbre de décision de Bogaert et al. (2004) afin d'identifier les processus dominants de la transformation paysagère.

Cet arbre combine à la fois les processus associés à la variation des taches (nombre, aire, périmètre) d'une classe étudiée et les informations sur les causes de transformation du paysage (Bogaert et Mahamane, 2005). Selon Bogaert et Mahamane (2005), ces deux approches différencient clairement le modèle défini par Bogaert et al. (2004) des modèles de Forman (1997), Collinge et Forman (1998) et Jaeger (2000). Cet arbre d'aide à la décision permet d'identifier les processus de transformation spatiale dans un intervalle de temps bien défini. Ainsi, il est toutefois possible d'observer des phénomènes complexes de transformation pour une dynamique temporelle suffisamment petite ou grande (Bogaert et Mahamane, 2005).

L'arbre de décision de Bogaert et al., (2004) ne définit aucun seuil optimal dans son application pour d'autres indices comme la connectivité et/ou isolement des taches, la moyenne des taches dans les classes étudiées. Cependant, il a été reconnu l'importance de tous les paramètres dans l'appréciation des différents processus de la structure spatiale (Barima et al., 2016 ; Useni et al., 2017 ; Kouakou et al., 2018). En outre, le choix de la valeur de t (seuil prédéfini de diminution d'aire) permettant de dissocier le processus de dissection de la fragmentation lors de l'application de cet arbre est entaché d'une subjectivité. En effet, la différence existe bien entre ces deux processus tenant compte de la perte de surface qui est bien supérieure avec la fragmentation qu'avec la dissection. La fragmentation se traduit par une rupture de continuité en plusieurs taches disjointes de forme et de taille différentes alors que la dissection est considérée comme la subdivision des taches par des lignes de largeur uniforme et de petite dimension (Forman, 1995).

Plusieurs travaux, y compris cette recherche doctorale, ont admis un seuillage de (t) à 0,5 pour être le moins subjectif possible (Barima et al., 2009 ; Bamba et al., 2010 ; Inoussa et al., 2011 ; Mama et al., 2013 ; Bogaert et al., 2014 ; Barima et al., 2016 ; Useni et al., 2017). La polémique subsiste pourtant encore étant donné qu'il est reconnu que la différence est subtile entre la dissection et la fragmentation. Car il est évident de se rendre compte que la valeur du seuil de (t) fixé à 0,5 vaut la moitié de la valeur théorique prédéfinie $t < 1$ par Bogaert et al. (2004). Par rapport à cela,

Hauleville et al. (2018) ont plutôt utilisé le seuil (t) = 0,75 dans une forêt mono spécifique de *Uapaca bojeri* (Baill) à Madagascar. En dépit de cette limite, cette méthode se révèle être rapide, robuste et facilement reproductible pour les écologues du paysage et les environnementalistes en matière de détermination des processus de transformations dominant du paysage.

9.2. Discussion des résultats

9.2.2. *Urbanisation et périurbanisation, menace sur les terres agricoles et la végétation ligneuse*

- Expansion des zones urbaines et périurbaines

A l'instar des pays en développement, les villes d'Haïti, notamment Port-au-Prince et Cap-Haïtien, connaissent une urbanisation rapide et non maîtrisée de la ville vers son périurbain. L'urbanisation en lien avec la croissance rapide de la population urbaine est devenue, depuis quelques décennies, l'un des principaux phénomènes qui amplifie l'impact humain sur les milieux naturels urbains (Nguimalet, 2007 ; Weeks, 2010 ; Besussi *et al.*, 2010). C'est ce qui a été observé dans le cadre de cette recherche doctorale où la création et l'extension du bâti au niveau des zones urbaines et périurbaines d'Haïti ont accrues l'empreinte écologique des villes sur les milieux naturels environnants au-delà même de leur limite administrative (Chapitre 4 et 5).

L'installation de la population grandissante dans les zones urbaines d'Haïti se fait généralement sans aucune démarche et autorisation de l'administration communale. D'autant plus que les problèmes fonciers généralisés sévissant dans le pays conduisent à une amplification du phénomène de squattérisation suivi de l'urbanisation notamment là où le relief le facilite (Salomon, 2017). C'est ainsi que l'extension urbaine des principales villes étudiées se fait de préférence sur les zones de plaines propice à l'agriculture pour la plupart. Cependant, depuis quelques années, les zones urbaines progressent dans les montagnes surplombant les villes haïtiennes (Chapitre 4 et 5). Il a été reconnu que le relief pourrait influencer l'extension des zones urbaines (Bamba et al., 2010a ; Useni et al., 2018). Toutefois, dans un contexte où les terrains à bâtir deviennent de plus en plus rares et chers, pendant que le coût de vie de la population majoritairement pauvre ne leur permet pas de louer des appartements dans la zone urbaine, ces populations ne cessent alors de s'installer sur des espaces à risque, dépourvus d'infrastructures sur le plan urbanistique et y construisent des maisons avec des matériaux de récupération (Lizarralde et al., 2018 ; Petter et al., 2020).

La croissance spatiale des villes haïtiennes sur des espaces généralement inappropriés à la construction pour la plupart (espace agricole, mangrove, etc.) serait aussi en lien direct avec le contexte socio-économique et politique (Milian et Tamru, 2017). Par exemple, la période de 2010 et 2021 est caractérisée par une plus forte extension urbaine de l'agglomération de Port-au-Prince (Chapitre 5). En effet, le séisme de janvier 2010 aurait poussé de nombreux ménages venant des milieux ruraux et ceux dépourvus de logements à occuper des espaces vacants et privés d'infrastructures de base en milieu rural de cette ville (Lizarralde et al., 2018). Cela confirme les observations de Gracius (2016) qui a souligné que les différentes crises sociopolitiques qui se sont succédé en Haïti depuis 1986 ont entraîné un afflux massif des populations rurales à la recherche d'opportunités économiques et de bien être vers

les principales villes du pays, dont Port-au-Prince et Cap-Haitien tant aux centres urbains qu'en périphérie.

- **Impact de la périurbanisation sur la végétation naturelle**

L'impact de l'urbanisation sur l'altération de la végétation naturelle reste largement de fait plus évidente en s'approchant des villes (Bamba et al., 2010a ; Mwitwa et al., 2012). Dans les zones urbaines et périurbaines où les installations humaines continuent de s'implanter sans planification, l'effet de l'anthropisation s'est illustré par des transformations spatiales matérialisées par le remplacement de la végétation naturelles et semi-naturelles sous l'effet de l'expansion et de la densification du bâti au Cap-Haïtien (chapitre 4) et à Port-au-Prince (chapitre 5). On aboutit donc à des tissus urbains et périurbains de plus en plus imperméables provoquant lors de fortes pluies l'augmentation du ruissellement des eaux pluviales, de nombreuses érosions ravinantes, la saturation du réseau d'assainissement, ainsi que des inondations dévastatrices de plus en plus récurrentes (Fifi, 2010 ; Dorimain, 2013 ; Belvert, 2019). Il a été reconnu que durant ces dernières années, les dégâts causés aux infrastructures par les inondations en milieux urbains et périurbains des grandes agglomérations notamment ont eu des impacts sérieux sur l'économie nationale (Bellande, 2009 ; Dormiain, 2012 ; CIAT, 2015).

La diminution de la surface de la végétation au niveau des zones périurbaines et rurales adjacentes des villes étudiées (Chapitre 4 et 5) est liée également à la production du charbon de bois suivie de la mise en culture des terres. En effet, suite à la demande en charbon de bois de plus en plus importante par la population de la zone urbaine et périurbaine, les pressions s'intensifient sur la végétation dans ces milieux et également au niveau des zones rurales adjacentes. D'autant plus que le charbon de bois couvre plus de 70% des besoins énergétiques des zones urbaines du pays (Angler, 2006) pendant que ce taux est estimé à 12% en République Dominicaine (IRENA, 2016). La fragmentation (diminution de l'aire, augmentation du nombre de taches) des écosystèmes naturels provoquée par ces pratiques le long du gradient d'urbanisation du Cap-Haitien et de Port-au-Prince, affecte la biodiversité en raison des modifications importantes dans leurs structures spatiales (Havyarimana et al., 2018 ; Useni et al., 2018)

L'impact des villes sur la dégradation des écosystèmes forestiers dépend aussi de leur importance (Bangirinama et al., 2016). Plus une agglomération a une importance économique et démographique plus élevée, plus son influence est grande sur les ressources naturelles du fait de l'extension de sa zone périurbaine (Vranken et al., 2013). En effet, à mesure que les villes gagnent en importance, plus la densité de la population y vivant est élevée et la demande en espace et en subsistance devient de plus en plus forte (Satterthwaite, 2009). Ce qui augmente l'expansion de la ville et la pression sur les ressources naturelles environnantes (Bamba et al., 2010a). À titre illustratif, l'agglomération de Port-au-Prince (la capitale d'Haïti avec plus de 3 millions d'Habitants) a enregistré un taux d'urbanisation trois fois plus élevée que la ville du Cap-Haitien (500 000 habitants) entraînant ainsi une occupation des zones urbaines et périurbaines de Port-au-Prince en 2021 par respectivement 68% et 58% de bâti contre 46% et 23% au Cap-Haitien en 2017. Par conséquent, une diminution de la végétation ligneuse d'environ 40% entre 1986 et 2021 a été enregistré à Port-au-Prince contre 15% entre 1986 et 2017 au Cap-Haitien (Chapitre 4 et 5).

9.2.3. Dégradation et déforestation dans une zone rurale déjà anthropisée

Depuis des siècles, les zones forestières ont subi de profonds changements dans l'occupation et l'utilisation des sols en raison des activités anthropiques notamment l'extension des espaces urbains et agricoles imposées par une forte pression démographique, toujours croissante (UN-REDD, 2012 ; FAO, 2015). Ces changements sont marqués le plus souvent par la dissection, la fragmentation ou la suppression de la couverture végétale originelle impliquant une perte de sa superficie ou sa conversion en une autre utilisation du sol (Gascon et al., 2003 ; Lambin et al., 2003 ; Bogaert et al., 2008). Ce phénomène est connu comme étant la déforestation ou la dégradation forestière. La déforestation se distingue de la dégradation de la forêt, qui est un processus caractérisé généralement par une réduction du couvert végétal, et en particulier arboré (Gascon et al., 2003 ; FAO, 2009). Quant à la déforestation, c'est un processus de changement avec un passage de la « forêt » à une autre occupation de sol disons, la « non-forêt ».

La dégradation forestière est généralement causée par des perturbations dont la qualité, l'ampleur, l'origine et la fréquence sont variables (Schoene et al., 2007). La majeure partie des perturbations sont dues aux actions humaines bien que les différents écosystèmes soient dynamiques et sous influence des perturbations naturelles (FAO, 2009). Il est pourtant reconnu que toutes les pratiques humaines liées à la dégradation ou à la déforestation sont à la base de la modification de la majorité des forêts quantitativement et/ou qualitativement tout en impactant les autres composantes biologiques qui en dépendent (Castiaux et al., 1991 ; Sordello et al., 2014). La dégradation forestière entraîne ainsi d'importantes conséquences environnementales à l'échelle locale et globale, notamment la perturbation des écosystèmes végétalisés menant au réchauffement climatique global (17,4% des émissions mondiales de CO₂ sont dues à la déforestation) et à la réduction de la biodiversité (PFBC, 2006 ; McKinney, 2008). Ces menaces sont de plus en plus fortes dans les pays en développement, y compris Haïti, où la pression de la population en forte croissance sur les écosystèmes naturels ne cesse d'augmenter.

Les zones forestières en République d'Haïti ont subi de profonds changements liés aux pressions anthropiques de plus en plus accentuées notamment suite à l'extension rapide, non planifiée des terres agricoles et urbaines aux dépens de la couverture végétale. Ces modifications sont davantage renforcées dans la plupart des zones forestières déjà anthropisée où la majorité de la population dépendante de plus en plus de l'agriculture, de l'élevage et du bois comme source d'énergie. C'est le cas de la commune de Vallières en Haïti.

L'étude menée au niveau de la commune de Vallières a révélé que sous l'effet de l'expansion agricole, les écosystèmes forestiers de cette commune font face à un taux de déforestation qui augmente au fil des années notamment à travers le processus de dissection suivie de la fragmentation des taches forestière (Chapitre 6). Au niveau de cette commune, environ 50% du paysage occupé par la zone forestière ont été converti en zone agricole notamment. La dégradation accentuée du couvert végétal a conduit également à la création de zones dénudées (Chapitre 6). L'ampleur et le rythme de la déforestation ont atteint un taux annuel de 1,92% entre 1984-2019. Ce taux est encore bien supérieur au niveau de la 3^{ème} section communale de cette commune (Corosse)

qui enregistre une perte de superficie forestière jusqu'à 2,41% annuellement (Chapitre 6).

Cette forte perte de superficie forestière enregistrée au niveau de cette commune est due probablement en raison des tronçons de routes, facilitant ainsi le commerce intensif de bois pour la construction et du charbon de bois, mais aussi, cette zone anthropisée est habitée par un plus grand nombre d'habitants que les aires protégées. Ces résultats corroborent les conclusions de Bamba *et al* (2010b) et Cabala *et al.*, (2017) selon lesquelles il existe un lien entre la présence des routes et la dynamique de la déforestation. D'autant plus, plusieurs études ont montré la pertinence de la croissance démographique sur la déforestation ou la dégradation des écosystèmes forestiers (Morton *et al.*, 2008 ; Oszwald *et al.*, 2011 ; Kouakou *et al.*, 2017 ; Useni *et al.*, 2017 ; 2021).

La dégradation du paysage naturel contribue à augmenter la vulnérabilité du milieu agricole par rapport aux effets des changements climatiques (Dinelle, 2018). En effet, les cyclones et les inondations de plus en plus fréquents frappent de plein fouet le secteur agricole considéré comme la principale source de revenu d'une grande proportion de la population notamment en milieu rural (MDE *et al.*, 2017 ; Merat, 2018). C'est le cas de la commune de Vallières et de ses trois sections communales où la dégradation accentuée du couvert végétal a mené inéluctablement à la création de zone dénudée. Les zones dénudées couvrent environ 3,9% du paysage de la section communale de Corosse, 6,9 à Trois-Palmistes en 2019 et jusqu'à 9% du paysage de la section communale de Grosse Roche. Le Recensement Générale Agricole (RGA) avait déjà indiqué l'abandon des terres agricoles suite à la dégradation des sols. 20% de terres agricoles ont été ainsi abandonnées à Trois-Palmistes contre, contre 25% à Grosse Roche et 15% à Corosse (MARNDP, 2008). Tout cela est aussi imputable à la faible capacité des différentes parties prenantes (la Mairie, les Conseil d'Administration des Sections communales, etc.) d'adresser efficacement le problème de gestion et de préservation des ressources forestières à l'échelle des sections communales de la commune de Vallières.

Les modifications profondes dans la structure spatiale du paysage d'Haïti suite à la dégradation forestière et la déforestation ont également d'énormes conséquences sur les processus écologiques tels que l'érosion, les fréquentes inondations que le pays a connu durant les dernières années, etc. (MDE *et al.*, 2017). Ainsi, à cause de l'érosion, 1600 tonnes métriques de terres/hectare sont transportés à la mer rendant ainsi le sol d'Haïti pauvre et non approprié à la production agricole (ANDAH, 2005 ; USAID, 2006). Si en 1970, les pertes annuelles dues à l'érosion des terres agricoles en Haïti ont été chiffrées à environ 77,55 millions US \$ alors que la couverture forestière du pays était supérieure à 10%, de nos jours, ces pertes sont de l'ordre de 100 millions de dollars (ESMAP, 2007, MDE, 2015). De plus, les quantités excessives de sédiments qui se déversent dans les eaux côtières bouleversent les équilibres du milieu, réduisent l'habitat et la diversité de la faune marine et entravent la croissance des coraux. Cela contribue à la diminution des activités du secteur de pêche dont le commerce de ces produits a atteint 85 Millions US \$ et implique plus 50 000 habitants. L'attrait touristique des plages est également réduit du fait de la turbidité des eaux (Bellande, 2009)

En 2006, il a été estimé à 29% de l'ensemble du territoire du pays qui sont constitués de terres arables et seulement 49% de celles-ci seraient mises en culture (Bellande, 2009). Il est aussi à signaler que les terres agricoles d'Haïti sont essentiellement montagneuses. 40% de ces terres agricoles se trouvent à une altitude supérieure à 400 m, et 60% de leurs pentes sont supérieures à 20% (Régis et Roy, 2005). Plus de 95% des surfaces cultivées se trouvent en zones pluviales et les terres sont composées de parcelles extrêmement petites avec une taille moyenne de 0,97 ha par exploitation (RGA, 2008). Les techniques de production restent très rudimentaires avec un accès et une disponibilité très limitée aux intrants agricoles. Ainsi, les rendements des cultures sont en général très faibles et les variations annuelles de production peuvent être importantes étant donné que la pluviométrie reste le principal facteur de production (CNSA, 2011).

9.2.4. Agriculture illicite et anthropisation des écosystèmes forestiers dans les aires protégées

9.2.4.1. Développement de l'agriculture haïtienne

La couverture forestière d'Haïti a été estimée à plus de 80% avant 1492, soit avant la découverte du pays par les Espagnols et les premiers hommes de l'île semblaient vivre en équilibre avec l'environnement (Piou, 2005). Toutefois de 1492 à 1804, la période coloniale a été marquée par l'abattage des forêts entières afin d'étendre de grandes plantations de café, cacao (montagne) et de canne à sucre, coton (au niveau des plaines) et de couvrir les besoins de l'agro-industrie coloniale en matériaux de construction et en bois d'énergie (Paul Moral, 1961 ; Bellande, 2009). Par contre, le secteur agricole a été dominé par le café, la canne à sucre, le coton et le sisal de 1804 (après l'Indépendance) jusqu'à la seconde moitié du 20^e siècle. Cependant, Haïti n'a pas été capable de maintenir sa position jadis dominante pour ces produits (Salomon, 2017). En effet, l'insécurité de la tenure foncière, la faiblesse des services de protection zoo et phytosanitaire, les difficultés d'accès des éleveurs, pêcheurs et des agriculteurs à des technologies améliorées performantes, l'insuffisance des infrastructures rurales (logistique, irrigation, etc.), ainsi qu'une forte vulnérabilité aux désastres naturels résultant de l'état de dégradation avancé des ressources naturelles sont, entre autres, les principaux freins au développement de l'agriculture haïtienne depuis la seconde moitié du 20^e siècle notamment (MARNDR, 2010).

Ainsi, face à la forte croissance démographique en Haïti de nos jours et au faible niveau de vie des populations aussi bien rurales qu'urbaines, la satisfaction impérieuse des besoins vitaux des Haïtiens conduit encore au « pillage » des ressources les plus proches, au défrichement et à la pratique agricole non-durable (agriculture itinérante) (Bellande, 2009). Comme depuis des siècles, l'agriculture continue d'influencer la dégradation des écosystèmes naturels en Haïti sans oublier son impact sur la détérioration des sols (MDE et al., 2010). Néanmoins, dans la plupart des cas, les populations coupent les forêts même au niveau des aires réservées pour cultiver la terre, pour se nourrir et également pour desservir les grandes villes environnantes en produits forestiers, charbon de bois et aussi bois d'énergie. De telles agressions surpassent la capacité de charge des écosystèmes qui sont de plus en plus fragiles. À titre d'illustration, entre 1998 et 2018, le PNN-FP2, le PNN-LV et le PNN-M ont enregistré respectivement des taux de régénération annuels de 0,15%, 0,092% et 0,93% contre des taux annuels de perte forestière de 1,71%, 0,96% et 1,79%. Cette

situation n'est pas différente de ce qui se passe dans les zones rurales non protégées à l'instar de la commune de Vallières qui a connu un taux de régénération annuel de 0,28% contre un taux de perte forestière de 2,51 entre 1998 et 2017. Cela témoigne de l'inefficacité des mesures de protection entreprises par l'Etat d'Haïti.

9.2.4.2. Dynamique structurale, anthropisation et conséquences écologiques sur les écosystèmes forestiers dans les aires protégées

Les écosystèmes forestiers d'Haïti, principalement concentrés dans les aires réservées et faisant partie du hot spot des caraïbes, sont reconnus pour leur diversité biologique qui connaît pourtant une dégradation inquiétante. Haïti est réputée comme l'un des pays les plus déboisés et érodés des Caraïbes. Comparé en ce sens à la République Dominicaine (Wilson et al., 2001 ; Diamond, 2007), la déforestation le long de la frontière de quelque 160 km de long est vue comme une ligne zigzagante plus vert à l'est (le côté dominicain) et un passage plus clair et plus brun à l'ouest (côté haïtien). La différence entre les deux pays est, en effet, marquée en maints endroits de la frontière, par la présence des forêts de pins à l'est, contre seulement des champs dénudés à l'ouest (Diamond, 2007).

Les techniques d'utilisation des terres en cours dans ce pays notamment par la pratique de l'agriculture sur brûlis entraînent, en effet, la conversion des paysages naturels en paysages anthropisés (MDE et al., 2017). Cela entraîne de vastes changements dans la configuration spatiale du paysage en Haïti, même au niveau des aires réservées. Les travaux réalisés dans le cadre de cette recherche doctorale ont démontré l'évolution de la structure paysagère qui s'est traduite par des processus de dissection et de fragmentation des principales zones forestières protégée d'Haïti (PNN-FP2, PNN-LV, PNN-M), conduisant de plus en plus à une création de surfaces agricoles et de sols nus dans une moindre mesure (chapitre 7 et 8). Une situation similaire à ce qui se passe à la structure paysage des écosystèmes forestiers de la commune de Vallière qui a connu la dissection suivie de la fragmentation des grandes taches de forêts (Chapitre 6). Toutefois, il est à signaler que sous l'effet de l'expansion des surfaces agricoles, les taux annuels de déforestation ont varié selon la période et les parcs. En effet comparé au PNN-FP2 et au PNN-LV, au cours de la période 1986-1988/99, le PNN-M a connu le plus faible taux d'expansion agricole et de la déforestation. En revanche, au cours de la période 1998/99-2017/18, le PNN-M a enregistré le taux d'expansion agricole le plus élevé couplé à une rapide déforestation. Les résultats obtenus dans le cadre de cette recherche doctorale illustrent également l'ampleur et le rythme de la déforestation atteignant un taux annuel entre 1985 et 2018 de 1,8% au PNN-FP2, de 1,2% au PNN-LV et de 1,4% au PNN-M (Chapitres 7 et 8). Ces changements de la structure du paysage de ces zones étudiées ont porté tant sur leur nombre de taches que sur leur surface.

Les changements de forme, de surface, de complexité des paysages naturels modifient la configuration et la composition du paysage, ce qui induirait des modifications au niveau de la richesse spécifique (Gong et al., 2013). Les transformations des paysages naturels en paysages anthropiques conduisent alors à des modifications profondes dans la structure spatiale du paysage et ont d'énormes conséquences sur les processus écologiques (érosion, inondation, modification des microclimats, etc.) et la biodiversité. En effet, du fait de la fragmentation de leurs habitats naturels, des dizaines d'espèces végétales et animales ont déjà disparu en

Haïti (Merat, 2012 ; Exantus et al., 2021). Des chercheurs s'accordent à dire que plus de 500 espèces de plantes sont en voie de disparition, dont 133 rien que pour les orchidées dans l'aire du Parc Macaya. L'espèce *Amazona ventralis*, communément appelé Jako, a abandonné le Parc La Visite, car les zones boisées subsistantes sont trop restreintes pour sa survie (Bellande, 2009 ; Merat, 2018).

La forte empreinte écologique des activités agricoles sur les écosystèmes forestiers des parcs nationaux est peut-être liée : à la forte croissance démographique (au niveau du périmètre immédiat des 3 parcs nationaux) ; au déficit de continuité entre les projets de développement visant la protection des parcs (Helvetas et al., 2013 ; MDE et al., 2017) et aux mauvaises décisions politiques prises en Haïti en termes de politiques intérieures et extérieures (Diamond, 2007). En effet, en l'absence des programmes permettant de répondre à leurs besoins de base notamment, la nécessité de se nourrir, les populations locales en pleine croissance tendent de plus en plus à étendre leurs activités agricoles, notamment à travers l'élevage et une grande variété de cultures saisonnières (Exantus et al., 2021).

Le développement des activités agricoles au niveau des parcs nationaux étudiés s'accompagne d'une expansion des habitats. Cela pourrait s'expliquer par la volonté des populations locales de vivre à proximité des ressources forestières et de leur exploitation. Par ailleurs, les exploitants agricoles se vouent à la coupe du bois notamment pour la production de bois de chauffage et du charbon de bois afin de répondre aux besoins énergétiques. Ces différentes activités illicites amplifient la dynamique de dégradation des écosystèmes forestiers des trois parcs nationaux étudiés.

9.3. Propositions pour l'aménagement du territoire, la gestion et la conservation

La promulgation de la loi sur la Régionalisation et l'Aménagement du Territoire en 1982 et le vote de la Constitution du 29 mars 1987 ont mis en évidence la nécessité d'intégrer la dimension spatiale dans l'élaboration des Plans et Programmes de développement économique et social (Milan et al., 2018). Depuis lors, un grand nombre de disposition, d'espace de planification, de discussions et de participation ont été mis en place par les acteurs en vue de l'aménagement du territoire haïtien. Toutefois, la mise en place d'un système de gestion et d'aménagement des ressources naturelles en Haïti est le plus souvent handicapée par : (i) la mauvaise gestion des moyens disponibles (calquage de modèles et méthodes parachutées, corruption), et (ii) l'instabilité politique et institutionnelle combinée aux contraintes financières et à la pauvre capacité scientifique des acteurs locaux (UQAM et al., 2018). Les contraintes politiques, démographiques et socio-économiques ne permettent pas, en effet, d'aboutir à une gestion efficace des milieux naturels d'Haïti. Le manque d'implication de la population dans les programmes de développement de la société constitue également un obstacle à l'application de ces propositions. La participation communautaire et citoyenne dans les prises de décision en Haïti est souvent « rhétorique ». Les instigateurs de projets délèguent très peu de pouvoir de changement aux acteurs locaux dans la gestion des ressources ou la prise de décisions. De plus, les opposants institutionnels ou politiques sont rarement présents dans les échanges sur les initiatives ou les projets (UQAM et al., 2018).

Les espaces forestiers ne cessent ainsi de régresser sous l'effet combiné de manque de politiques de gestion appropriées et de la rapide croissance démographique, le tout étant gouverné par le contexte de pauvreté croissante des populations. Il est en ce sens nécessaire d'associer tous les acteurs aux projets d'aménagement du territoire (Bruneau et Mbuyi, 1983), de gestion et de conservation des écosystèmes végétalisés (Useni, 2017). Ainsi, la gestion du milieu naturel doit être considérée dans un système qui intègre les réalités et les dynamiques de la population (Karsenty et Maitre, 1994) à travers un zonage. Le zonage doit en ce sens prendre en compte la réalité de chaque zone en particulier (CIAT, 2012). Cela permettra de préserver les milieux naturels dans le cadre d'une politique de modernisation du secteur agricole et de la mise en place des quartiers urbains modernes et sûrs. Le plan de zonage est, en effet, susceptible de permettre de trouver un équilibre entre la conservation et la protection des écosystèmes naturels. Il est également possible de contrôler et de réguler le développement du pays par la planification et le zonage tout en atténuant les effets du développement inapproprié, en isolant les zones agricoles, et les zones de développement urbain des milieux naturels (Pierre, 2019).

9.3.1. Politique d'aménagement des zones urbaines et périurbaines d'Haïti

La politique d'aménagement des zones urbaines et périurbaines d'Haïti doit être équilibrée en tenant compte des centres urbains ainsi que des zones périphériques. En effet, les résultats de cette recherche doctorale illustrent une forte expansion des zones urbaines et périurbaines caractérisée par la densification des zones déjà bâties et un étalement des bâtis à faible densité sur les réserves foncières et les espaces agricoles au niveau des zones urbaines et périurbaines (Chapitre 4 et 5). Il se révèle alors nécessaire de délimiter les périmètres des villes actuelles et futures tout en identifiant également les zones qui peuvent être densifiées, les zones à structurer, les zones qui doivent être récupérées et protégées (CIAT, 2012). Ainsi, au niveau des zones périurbaines en forte croissance, il est important de mettre en place des programmes de sauvegarde des patrimoines historiques et naturels sources de développements touristiques importants. Il est certes quasi impossible de stopper le processus de la périurbanisation en Haïti, mais les implantations humaines devraient être plutôt adaptées ou réadaptées afin de réduire autant que possible la dégradation des écosystèmes naturels et de satisfaire durablement les besoins socio-spatiaux des populations (Sambieni, 2020). Il est indispensable de prendre en compte la question de la bonne gouvernance dans la mise en place d'un plan d'aménagement territorial notamment en zone urbaine et périurbaine. Les politiques de gouvernance urbaine et périurbaine doivent être adéquates face à la croissance rapide de la population urbaine dans un contexte où la vulnérabilité des villes haïtiennes au changement climatique continue d'augmenter. Pour y arriver, il est attendu à ce que toute opérationnalisation de plans et politiques de développement urbain appelle à la décentralisation et donc à la responsabilisation et de l'autonomie à l'échelle locale (des mairies, l'administration des sections communales, ISPAN etc.) ; mais aussi à l'échelle macroscopique d'ordre national, dont l'articulation doit émaner de volontés et de stratégies politiques, économiques et sociales conçues pour l'ensemble de la société haïtienne (UQAM et al ; 2018).

Il est ainsi urgent de contrôler la croissance démographique et le mouvement de la population en créant des attractions économiques dans les milieux ruraux et en organisant les espaces d'accueil dans les zones urbaines pour des nouveaux arrivants à la recherche des opportunités économiques notamment. Pour cela, il convient de mettre en place des villes structurées, intégrées et reliées au réseau d'infrastructure urbaine (déchets, transports, électricité, eau, assainissement). De plus, l'urgente nécessité est de définir et d'appliquer le zonage et les normes de construction en vue de mieux faire face aux risques sismiques et aux inondations. Il est ce sens important d'établir les cartes de risques de chacun des espaces où implanter les populations, en définir la nature et formuler des prescriptions cohérentes : inconstructibilité ou constructibilité sous réserve de respecter des normes strictes (CIAT, 2012). Cela doit impliquer des organismes gouvernementaux notamment le CIAT et le Ministère des Travaux publics, les administrations communales. Dans les espaces déjà urbanisés, il est important de conserver et d'aménager des quartiers urbains durables (CIAT, 2012). Les espaces urbains à structurer et aménager de façon durable doivent répondre aux mêmes exigences de développement durable à savoir : adaptation au contexte local et gestion de proximité ; gestion des déchets et énergies renouvelables (soleil, vent, eau, biomasse) ; utilisation rationnelle des terres (densité, mixité, proximité aux services) ; qualité des espaces publics et prédominance du végétal ; évolutivité. Il se révèle alors nécessaire d'inverser le déséquilibre socio-spatial en cours dans les quartiers déjà urbanisés afin d'instaurer des équilibres dynamiques du milieu en ce qui a trait à la végétation notamment (Sambieni, 2020 ; Salomon et al., 2022).

Il est toutefois important de mentionner que la réussite de la planification et l'amélioration de l'extension urbaine des villes d'Haïti exige des réformes structurantes sur les axes suivants : (a) le régime foncier ; (b) l'industrie de la construction ; (c) le financement et le crédit ; (d) les infrastructures ; (e) l'espace public ; (f) la gestion environnementale et des risques. Ceci requiert plusieurs échelles d'intervention : au niveau local sur l'espace public, la consolidation des quartiers urbains et périurbains existants, et l'intégration des activités productives ; à l'échelle métropolitaine, sur les infrastructures et la gestion environnementale et des risques ; et enfin, à l'échelon national sur le marché foncier, le financement/crédit et l'industrie de la construction.

9.3.2. Proposition d'aménagement et de gestion des milieux naturels des zones forestières habitées : le cas de la commune de Vallières

La dégradation des écosystèmes naturels d'Haïti est généralement imputable à la surexploitation par les populations de plus en plus nombreuses en quête de revenus. C'est le cas par exemple de la commune de Vallières (chapitre 6). La régénération annuelle forestière enregistrée entre 1984 et 2019 n'a pas permis de compenser les pertes forestières qu'a connues cette zone (Figure 9.1). De plus, la baisse du taux de régénération forestière entre 1998 et 2019 illustre un signe de perturbation pour la restauration de l'écosystème (Bamba et al., 2011). Cette situation est généralement en lien avec une pression démographique sur les ressources forestières de plus en plus croissante à la suite des pratiques agricoles non-durable, elle-même provoquées par la réduction des temps de jachères (Whitmore, 2005).

Il est, en ce sens, important de mettre en place des programmes d'aménagement prenant en compte des actions de réhabilitation du paysage naturel, mais aussi, les besoins domestiques et de production des Haïtiens. Pour cela, étant donné que l'agriculture restera le pilier de l'économie de la population en milieu périurbain et rural notamment, la modernisation du secteur agricole se révèle nécessaire afin de répondre aux enjeux de sécurité alimentaire de la population du pays sans cesse croissante. Cela permettra de faire baisser la pression sur les écosystèmes naturels sensibles tout en réduisant la dépendance vis-à-vis de l'aide internationale et le déficit de la balance commerciale. Il est également essentiel d'évoluer vers une industrie de l'emballage, de la transformation et du transport des produits agricoles, mais aussi de développer l'emploi dans les autres secteurs tel que le tourisme (Belande, 2009). De plus, il convient d'appliquer une politique foncière visant à sécuriser les terres productives. Une anticipation de la périurbanisation serait en ce sens indispensable sur les espaces actuellement ruraux et agricole appelé à devenir des potentiels espaces périurbains.

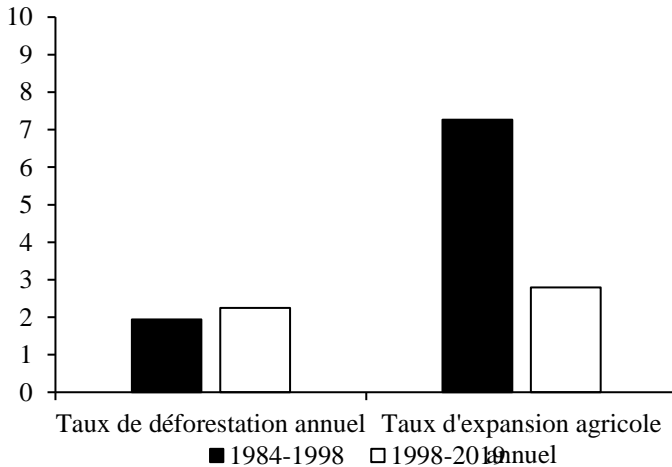


Figure 9.1 : Évolution du taux de la déforestation et du taux d'expansion agricole au niveau de la commune de Vallières (Salomon et al ; 2021).

9.3.3. Propositions pour l'aménagement du territoire, la gestion et la conservation

Les aires réservées représentent un acquis fondamental mais fragile dans le paysage d'Haïti notamment suite aux activités anthropiques. En effet, au niveau des aires réservées étudiées dans le cadre de cette recherche doctorale, il est observé un fort taux d'expansion agricole presque comparable à ce qui se passe au niveau de la zone forestière non habitée, entraînant une augmentation du taux annuel de déforestation (figure 9.2). Cela témoigne de l'intensification de la pression anthropique sur les ressources naturelles due aux mauvaises pratiques culturales, au déboisement pour la production de charbon de bois, de bois d'énergie et de bois d'œuvre (USAID, 2006 ; MDE, 2017 ; Mezard, 2018).

Cette situation révèle également de l'inefficacité des mesures prises par l'État haïtien pour la protection et la conservation des ressources naturelles de ces aires réservées. Car les observations faites au niveau des parcs (Chapitre 7 et 8) restent conséquentes par rapport à ce qui est constaté au niveau des zones forestières habitées (Chapitre 6). A titre d'illustration, le taux d'expansion annuel des zones agricoles au niveau du PNN-FP2, PNN-LV et du PNN-M a été chiffré respectivement à 2,92, 2,52 et 3,37 contre 6,47 à Vallières entraînant des taux de déforestation annuel de 1,76, 1,12 et 1,43 respectivement au niveau de chacun des parcs nationaux contre 1,92 à Vallières (Figure 9.1 et 9.2). Il en est de même pour la valeur de l'indice de perturbation qui a été multipliée par 8 en 35 ans en passant de 0,27 en 1984 à 2,30 en 2019 au niveau de la commune de Vallières tandis qu'en 33 ans, sa valeur a été multipliée par 5 dans le PNN-FP2 (de 0,6 à 2,62), par 3 dans le PNN-LV (de 0,5 à 1,3) et par 4 dans le PNN-M (de 0,3 à 1,5).

Dans ce contexte, il est nécessaire que les différents acteurs développent des capacités leur permettant d'assumer leurs responsabilités. En ce sens, il est important de doter les gestionnaires (direction des parcs, les techniciens, les brigades de surveillances de aires réservées, etc.) d'outil nécessaire qui leur permettront d'assurer la pérennité et la coordination des activités d'aménagement, de valorisation et de protection des ressources naturelles des différents parcs. Dans les zones périphériques des aires réservées, il est nécessaire de mettre en place des actions d'incitation économique pour les populations. Il est à noter que le développement du secteur informel couplé à la forte pression sur les ressources naturelles est souvent lié au faible accompagnement de la population et à l'échec des politiques de développement entreprises (Mestre, 2021). Au niveau de ces zones tampons des parcs, pour répondre aux besoins de la population locale, il est également recommandé de réaliser des reboisements de substitution dans le but de produire des bois de service (bois de charpente, bois de construction, etc.) et des bois d'énergie (charbon de bois, bois de chauffe, etc.).

Pour que les efforts de conservation soient couronnés de succès, il est important que les populations locales puissent bénéficier d'autres possibilités de services de base en santé, en éducation et de subsistance, en plus de la sensibilisation environnementale pour réduire leur dépendance aux ressources naturelles à haute priorité de conservation et améliorer l'appui à la conservation (Sodhi et al., 2010 ; Useni, 2017).

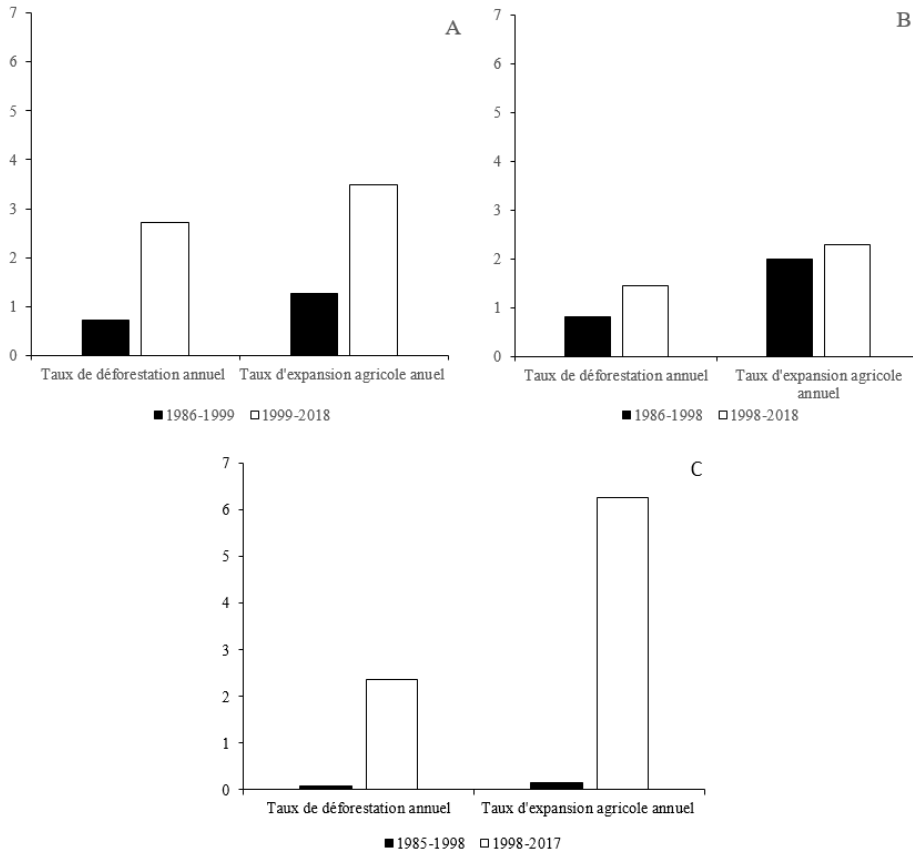


Figure 9.2 : Évolution en pourcentage (%) du taux de la déforestation et du taux d'expansion agricole au niveau du PNN-FP2 (A), du PNN-LV (B) et du PNN-M (C)

Chapitre 10

Conclusion générale et perspectives

10.1 Conclusions et perspectives

10.1.1. Conclusion

Ce travail avait pour objectif d'étudier les dynamiques spatio-temporelles de l'anthropisation sur le paysage naturel d'Haïti. Les études ont été menées au niveau : (i) des villes de Port-au-Prince et du Cap-Haitien choisies en considération de leur croissance spatiale urbaine anarchique suite à une importante augmentation de la population menaçant continuellement les écosystèmes végétalisés ; (ii) des Parcs Nationaux Naturels de la Forêt des Pins, de la Visite et de Macaya qui sont de rares réserves des écosystèmes forestiers situés dans le Sud d'Haïti et ; (iii) des zones forestières de la commune de Vallières (au Nord-est d'Haïti) choisies afin d'analyser l'impact de l'anthropisation dans une zone forestière non protégée par opposition aux parcs nationaux.

La présente étude a pu valoriser les données de la télédétection, des SIG couplée aux outils d'analyse de l'écologie du paysage afin d'atteindre les deux objectifs spécifiques, en l'occurrence (i) évaluer la dynamique spatio-temporelle de différentes classes de l'occupation du sol en zone urbaine et périurbaine des quelques villes haïtiennes et identifier les processus qui sous-tendent ces changements (ii) analyser la contribution de l'agriculture itinérante sur brûlis à la dynamique structurale et de composition des paysages forestiers en Haïti.

Cette recherche doctorale révèle que les écosystèmes forestiers d'Haïti sont en pleine mutation. Cette mutation est attribuable à l'expansion urbaine et des zones agricoles dues à la croissance démographique rapide. Cela conduit à un changement de la structure spatiale du paysage, que ce soit en zone urbaine, périurbaine et rurale étudiée et par conséquent une altération des processus écologiques qui s'y déroulent.

Le long du gradient urbain-rural de l'agglomération de Port-au-Prince et du Cap-Haitien, les changements opérés dans la structure du paysage de ces zones sont caractérisés par une rapide progression du nombre et de la surface des taches de l'habitat en zone urbaine, périurbaine et des champs en zone rurale adjacente. En effet, le processus de création de taches de ces classes anthropiques enregistré à l'échelle des villes étudiées témoigne d'une constante régression du nombre et de la surface des taches de la végétation naturelle dans le paysage plus élevée à Port-au-Prince qu'à Cap-Haitien. L'agglomération de Port-au-Prince a connu un taux d'urbanisation trois fois plus élevée que la ville du Cap-Haitien conduisant, par conséquent, à une diminution de la végétation ligneuse d'environ 40% entre 1986 et 2021 à Port-au-Prince contre 15% entre 1986 et 2017 au Cap-Haitien. Ceci constitue un indicateur de l'impact anthropique sur la dynamique paysagère le long du gradient urbain-rural de ces villes dont l'ampleur s'intensifie, au fil des années, en zone périurbaine.

Au niveau des zones rurales plus éloignées des villes, les résultats obtenus révèlent que les classes anthropiques ont enregistré une augmentation de leur surface au niveau de la commune de Vallières au détriment des zones forestières. Ainsi, la création de nouvelles taches des zones agricoles suivie de leur fusion a entraîné une modification de la structure spatiale du paysage de cette zone forestière non protégée. Cette tendance à l'anthropisation est également observée au niveau des aires réservées (PNN-FP2, PNN-LV, PNN-M) où il a été démontré une dynamique paysagère

caractérisée également par une évolution rapide des zones agricoles et dans une moindre proportion des zones dénudées au détriment des zones forestières.

L'ampleur et le rythme de la déforestation sont très importants et varient selon le site étudié, mais restent supérieurs au niveau de la commune de Vallières (1,92% entre 1984-2019) par rapport aux 3 parcs nationaux étudiés (1,8% dans le PNN-FP2, 1,2% dans le PNN-LV et 1,4% dans le PNN-M entre 1985 et 2018). En effet, l'importante croissance de la population de ces zones couplée à la précarité des conditions socio-économiques des populations locales en l'absence d'une politique de bonne gouvernance des ressources forestières a conduit à la création des taches agricoles qui ont entraîné, à leur tour, la fragmentation et l'isolement des parcelles d'écosystème forestiers. Ainsi, les zones forestières qui étaient largement dominantes au niveau de ces zones étudiées ont fortement régressé à travers les processus de fragmentation et de dissection.

Cette étude fournit des informations de base qui devraient conduire à une meilleure compréhension de la croissance spatiale urbaine, des zones agricoles et de leur impact sur les écosystèmes végétalisés ; ce qui est crucial pour orienter la gestion durable des espaces forestiers tant en zone urbaine, périurbaine qu'en zone rurale.

10.1.2. Perspectives

Bien qu'ayant étudié les dynamiques spatio-temporelles sur le paysage naturel d'Haïti suite aux activités anthropiques et évalué ses conséquences, la présente recherche ouvre toutefois de nombreuses perspectives de recherche en matière d'aménagement de l'espace et des ressources naturelles d'Haïti. Il s'agit, entre autres : d'évaluer l'impact de la gestion institutionnelle du pays en réalisant une étude sur les capacités en gestion et l'utilisation durable des espaces verts naturels du Couloir Biologique dans la Caraïbe (Haïti, République Dominicaine et Cuba) par l'analyse du système vert existant au contexte biophysique, socio-économique et culturel des pays ; de mener une étude des services écosystémiques offerts aux populations par les nouveaux paysages présents dans les espaces dégradés en comparaison aux zones forestières non dégradées ; de réaliser une étude sur les dynamiques paysagères (historique et prospective) dans les 10 départements qui composent la République d'Haïti tout en tenant compte des réalités socio-économiques des populations de chacune de ces zones ; d'évaluer l'impact socio-écologique associé à la production du charbon de bois et du gommage au niveau des zones forestières ; d'étudier le métabolisme urbain des villes moyennes ; de se pencher sur les questions sociotechniques et écologique liées à l'agriculture urbaine en vue du développement et l'adaptation de cette activité économique à la dynamique urbaine et au changement climatique ; d'analyser l'impact de l'urbanisation sur les espaces verts en milieu urbain et périurbain..

Références bibliographiques

Références bibliographiques

- Abd, H.A.A.R. & Alnajjar, H.A., 2013. Maximum Likelihood for Land-Use/Land-Cover Mapping and Change Detection Using Landsat Satellite Images: A Case Study "South Of Johor". *International Journal of Computational Engineering Research*, 3(6): 26-33.
- Achard, F., Eva, H.D., Stibig, H.J., Mayaux, P., Gallego, J., Richards, T. & Malingreau, J.P., 2002. Determination of deforestation rates of the world's humid tropical forests. *Science*, 297 (5583): 999-1002.
- Achbun, A., Mansour, M., Layemmam, M., Smiej, M., 2013. Etude comparative de la classification orientée d'une image spot 5 pour la cartographie de l'occupation du sol via Cognition R 9, *Geo Observateur*, 19.
- Aguejdad, R., 2009. Etalement urbain et évaluation de son impact sur la biodiversité: de la reconstitution des trajectoires à la modélisation prospective. Application à une agglomération de taille moyenne: Rennes Métropole. Thèse de doctorat, Université Rennes 2 Haute Bretagne, 373p.
- Aguilera, F., Valenzuela, L.M., & Botequilha-Leitão, A., 2011. Landscape metrics in the analysis of urban land use patterns: A case study in a Spanish metropolitan area. *Landscape and Urban Planning*, 99(3) : 226-238.
- Aide, T.M., Clark, M.L., Grau, H.R., López-Carr, D., Levy, M.A., Redo, D., & Muñiz, M., 2013, Deforestation and Reforestation of Latin America and the Caribbean (2001–2010). *Biotropica*, **45**, 2, 262-271. <https://dx.doi.org/10.1111/j.1744-7429.2012.00908.x>
- Alberti, M. *Advances in Urban Ecology: Integrating Humans and Ecological Processes in Urban Ecosystems*; Springer: New York, NY, USA, 2008.
- Allen, B., Olsvig-Whittaker, L. & Aronson, J., 2011. ZEV NAVEH 1919-2011: a lifetime of leadership in restoration ecology and landscape ecology. *Restoration Ecology*, 19(4): 431-432.
- Altenor, A., 2021. Les Causes Économiques et Socio-Politiques Du Passage de La Régionalisation à La Départementalisation En Haïti. *npss*, 16, 217–248, doi:[10.7202/1075860ar](https://doi.org/10.7202/1075860ar).
- ANAP, 2012. Aires Protégées d'Haïti, avancées en 2013 et perspectives pour 2014. Ministère de l'Environnement, Haïti. <https://fr.slideshare.net/EnvironnementHaïti/anap-aires-protégees-presentation-conseil-des-ministres-12-fevrier-2014>
- ANAP, 2017. Présentation des aires protégées. <https://Anap.Gouv.Ht/Index.Php/138-Projets/630-Projets-4>.
- ANDAH, 2005. Informations écologiques, 1999. Dégradation de l'environnement haïtien. OXFAM UK/ Fonds Canadien. 120p
- André, M., Mahy, G., Lejeune, P., Meniko, T.H.J-P. & Bogaert, J., 2013. *Le patron urbain, un facteur influençant l'impact de l'urbanisation sur les écosystèmes : les cas de Kisangani et de Lubumbashi (RDC)*. In: Colloque international Territoires périurbains : développement, enjeux et perspectives dans les pays du sud.
- André, M., Mahy, G., Lejeune, P. & Bogaert, J., 2014, Vers une synthèse de la conception et une définition des zones dans le gradient urbain-rural,

- Biotechnol. Agron. Soc. Environ.*, **18**, 1, 61-74.
<http://hdl.handle.net/2268/161968> or <https://popups.uliege.be/1780-4507/index.php?id=10777>
- André, M., 2017. Landscape ecological consequences of the (sub) urbanization process in an African city: Lubumbashi (Democratic Republic of Congo). Thèse de doctorat: Université de Liège, Liège, (Belgique).
- André, M. et al., 2018. Quantification of anthropogenic effects in the landscape of Lubumbashi. Dans: J. Bogaert, G. Colinet & G. Mahy, éd. Anthropisation des paysages katangais. Gembloux: Les Presses Agronomiques de Gembloux asbl, pp. 231-252
- Andrieu, J. & Mering, C., 2008. Cartographie par télédétection des changements de la couverture végétale sur la bande littorale ouest-africaine : exemple des rivières du sud du delta du Saloum (Sénégal) au rio geba (Guinée-Bissac). *Télédétection*, 8(2) : 93-118.
- Angel, S., Civco D.L., Blei A. & Potere D., 2011. The dimensions of global urban expansion: Estimates and projections for all countries, 2000-2050. *Progress in Planning*, 75(2): 53– 107.
- Angelier J.P., 2005. Analyse de la substitution entre combustibles dans le secteur résidentiel en Haïti. Rapport technique pour la Commission Economique pour l'Amérique Latine et les Caraïbes, ONU, Mexico, p. 38. Available online: <https://halshs.archives-ouvertes.fr/halshs-00120739/fr/>.
- Antrop, M., 2000. Changing patterns in the urbanized countryside of western Europe. *Landscape Ecology*, 15: 257-270
- Antrop, M., 2001. The language of landscape ecologists and planners. A comparative content analysis of concepts used in landscape ecology. *Landscape and Urban Planning*, 55: 163–173. Antrop M., 2004. Landscape change and the urbanization process in Europe. *Landscape and Urban Planning*, 67(1-4): 9–26.
- Antrop, M., 2021. Landscape mosaics and the patch-corridor-matrix model. In *The Routledge Handbook of Landscape Ecology* (pp. 25-48). Routledge.
- Arvor, D., 2009. Etude par télédétection de la dynamique du soja et de l'impact des précipitations sur les productions au Mato Grosso (Brésil). Thèse de doctorat, Université de Rennes de Haute- Bretagne école doctorale, 397p.
- Arvor, D., Margareth, M., Dubreuil, V., Bégué, A. & Shimabukuro, Y. E., 2012. Analyzing the agricultural transition in Mato Grosso, Brazil, using satellite-derived indices. *Applied Geography*, 32: 702-713
- Asmala, A., 2012. Analysis of maximum likelihood classification on multispectral data. *Applied Mathematical Sciences*, 6(129-132): 6425- 6436.
- Attiwil, P. M., 1994. The disturbance of forest ecosystems : the ecological basis for conservative management. *Forest Ecology and Management*, 63 : 247-300.
- Aubé, M., 1999, Evaluation sommaire de la situation des mangroves de la côte nord haïtienne. Thèse de maitrise : Université Moncton (Canada). 143 p.

- Aubertin, C., & Rodary, E., 2008. *Aires protégées espaces durables ? Institut de Recherche Pour Le Développement*. Marseille, ISBN : 978(IRD éditions), 276 p.
- Audebert, C., 2011. Les Antilles françaises à la croisée des chemins: De nouveaux enjeux de développement pour des sociétés en crise. *Les Cah. D'outre-Mer. Rev. De Géographie De Bordx.*, 64, 523–549. <https://doi.org/10.4000/com.6409>.
- Avakoudjo, J., Mama, A., Toko, I., Kindomihou, V. & Sinsin, B., 2014. Dynamique de l'occupation du sol dans le Parc National du W et sa périphérie au nord-ouest du Bénin. *Int. J. Biol. Chem. Sci.*, 8(6): 2608-2625. DOI : <http://dx.doi.org/10.4314/ijbcs.v8i6.22>
- Bamba, I., Mama, A., Neuba, D.F.R., Koffi, K.J., Traoré, D., Visser, M., Sinsin, B., Lejoly, J. & Bogaert, J., 2008. Influence des actions anthropiques sur la dynamique spatio-temporelle de l'occupation du sol dans la province du BasCongo (RD Congo). *Sciences et Nature*, 5(1): 49-60.
- Bamba, I., 2010, Anthropisation et dynamique spatio-temporelle de paysages forestiers en République Démocratique du Congo. Thèse de doctorat : Université Libre de Bruxelles (Belgique). 186 p.
- Bamba, I., Barima, Y.S.S. & Bogaert, J., 2010a. Influence de la densité de la population sur la structure spatiale d'un paysage forestier dans le bassin du Congo en R. D. Congo. *Trop. Conserv. Sci.*, 3, 1, 31-44.
- Bamba, I., Yedmel, M.S. & Bogaert, J., 2010b. Effets des routes et des villes sur la forêt dense dans la province orientale de la République Démocratique du Congo. *Eur. J. Sci. Res.*, 43, 417–429. Available online: <http://hdl.handle.net/2268/106389>
- Bamba, I., Visser, M. & Bogaert, J., 2011. An alternative view of deforestation in central Africa based on a Boserupian framework. *Tropicultura*, 29(4): 250-254.
- Bangirinama, F., Nzitwanayo, B. & Hakizimana, P., 2016. Utilisation du charbon de bois et comme principale source d'énergie de la population urbaine: un sérieux problème pour la conservation du couvert forestier au Burundi. *Bois et Forêts des Tropiques*, 328(2): 45-53
- Banque Mondiale, 2015. <https://www.banquemondiale.org/fr/country/haiti/overview>
- Banque Mondiale, 2018 Banque Mondiale, 2018. *Haiti : un nouveau rapport de la Banque mondiale plaide pour le renforcement de la résilience*. <https://www.banquemondiale.org/fr/news/press-release/2018/01/23/haiti-new-wb-report-calls-for-strengthening-urban-resilience>
- Banque Mondiale, 2020. *Les systèmes agricoles et alimentaires appelées à se transformer en Amérique Latine et dans les Caraïbes*. <https://www.banquemondiale.org/fr/news/press-release/2020/11/12/agriculture-food-systems-latin-america-caribbean-changes>
- Banque Mondiale, 2016. 5 chiffres clés pour la Journée internationale des forêts. Disponible à <https://blogs.worldbank.org/fr/opendata/cinq-chiffres-cles-journee-internationale-des-forets>.

- Barima, Y.S.S., 2007. Dynamique du paysage d'une zone de transition forêt-savane dans le département de Tanda (Est de la Côte d'Ivoire). Mémoire de DEA en science de la vie, Université Libre de Bruxelles, Belgique, 65 p.
- Barima, Y.S.S., Barbier, N., Bamba, I., Traore, D., Lejoly, J. & Bogaert, J., 2009. Dynamique paysagère en milieu de transition forêt-savane ivoirienne. *Bois For. Trop.*, **299**, 1, 15-25. DOI: [10.19182/bft2009.299.a20419](https://doi.org/10.19182/bft2009.299.a20419)
- Barima, Y.S.S., Kabulu, D.J-P., Alongo, S., Ndayishimiye, J., Bomoloff O., Kumba S., Iyongo L., Bamba I., Mama A., Toyi M., Kasongo E., Masharabu T., Visser M. & Bogaert J., 2011. Deforestation in central and West Africa: landscape dynamics, anthropogenic effects and ecological consequences. In Daniels, J.A. (ed). *Advances in environmental research*, volume 7. Nova Science Publishers, Hauppauge, pp 95- 120.
- Barima, Y.S.S., Kouakou, A.T.M., Bamba, I., Sangne, Y.C., Godron, M., Andrieu, J. & Bogaert, J., 2016. Cocoa crops are destroying the forest reserves of the classified forest of Haut-Sassandra (Ivory Coast). *Glob. Ecol. Conserv.*, **8**: 85-98. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2016.08.009>
- Barima, 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 (Belgique). 179 p
- Bastin, J.F., Kabulu Djibu, J.P., Havyarimana, F., Alongo, S., Kumba, S., Shalukoma, C., Motondo, A., Joiris, V., Stévigny, C., Duez, P., De Cannière, C. & Bogaert, J., 2011. Multiscalar analysis of the spatial pattern of forest ecosystems in Central Africa justified by the pattern/process paradigm: two case studies. In: Boehm DA (ed) *Forestry: research, ecology and policies*. Nova Science Publishers, Hauppauge, pp 79-98
- Bathelemy, R., Brigode, P., Boisson, D., Tric, E., Andréassian, V., 2022. Climate change and deforestation in Haiti: are historical hydro-meteorological observations relevant to describe present catchment hydrological characteristics?
- Bayard, B., 2009. *Diagnostic socio-économique du versant Nord du Parc Macaya*. Rapport technique pour la Fédération Luthérienne Mondiale (FLM), p. 43.
- Beaujour, P. M. & Cézilly, F., 2023. The Importance of Urban Green Spaces for Pollinating Insects: The Case of the Metropolitan Area of Port-au-Prince, Haiti. *Caribbean Journal of Science*, *52*(2) : 238-249
- Bellande A., 2009. Impact socioéconomique de la dégradation des terres en Haïti et interventions pour la réhabilitation du milieu cultivé. MDE/CEPALC/PNUD, CEPAL – Colección Documentos de proyectos, 70 p.
- Bellande, A. 2015. *Haïti déforestée, paysages remodelés*. Montréal: Les éditions du CIDIHC.
- Belvert, A., 2019. Etude de L'urbanisation du Secteur Sud du Littoral de Port-au-Prince: Cas des Quartiers de Cite Michel et de Ruelle Assade. Faculté des Sciences Économiques, Sociales, Politiques et de Communication, Université Catholique de Louvain. Prom: Emmanuelle PICCOLI; Claire

- SIMONNEAU. Available online:
<http://hdl.handle.net/2078.1/thesis:22484>
- Benchechrout, H., 1995. Urbanisme et télédétection spatiale dans les pays en développement. In GÉO OBSERVATEUR (Ed). La télédétection spatiale pour l'environnement et le développement (Marisy 95), Ifrane, Maroc. INTA (Instituto Nacional de Técnica Aeroespacial), 155-170.
- Berry, M.W., Browne, M., Langville, A.N., Pauca, V.P. & Plemmons, R.J., 2007. Algorithms and applications for approximate nonnegative matrix factorization. *Computational Statistics & Data Analysis*, 52: 155-173.
- Berry, M.J. & Musgrave, K.D., 1978, Pilot management plans for pine Forest South and Central Division. Projet FAO-HAI 72/012, Port au Prince, 68 p.
- Bertzky, B., Bertzky, M., Worboys, G. L., & Hamilton, L. S., 2018. Chapitre 3. Le patrimoine naturel de la terre. N Worboys, G. L., Lockwood, M., Kothari, A., Feary S. et Pulsford I. (Éd.). *Gouvernance et Gestion Des Aires Protégées*. Canberra : ANU Press, 2018., 41.
- Besussi, E., Chin, N., Batty, M. & Longley, P., 2010. The Structure and Form of Urban Settlements. In *Remote Sensing of Urban and Suburban Areas; Remote Sensing and Digital Image Processing*; Rashed, T., Jürgens, C., Eds.; Springer: Dordrecht, Netherlands; Volume 10, pp. 13–31. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-4385-7_2.
- Bianchi, C. A., Haig, S. M., 2013. Deforestation trends of tropical dry forests in Central Brazil. *Biotropica*, 45 (3) : 395-400.
- BID, 2020. Estimation et prévision de la pauvreté et des inégalités de revenus en Haïti en utilisant l'imagerie satellite et les données du téléphone mobile. 44 p
- Blankespoor, B., Dasgupta, S. & Wheeler, D., 2017, Protected areas and deforestation: new results from high-resolution panel data. *Nat. Resour. Forum*, **41**,55–68. DOI: 10.1111/1477-8947.12118
- Bodson, P., Benoît, J., Duval, C.J. &Thérasmé, K. 2018. la population de l'aire métropolitaine de port-au- prince 2009-2030, In *Rapport du Programme de Recherche Dans le Champ de l'urbain FED/2015/360-478, Perspectives de Développement de L'aire Métropolitaine de Port-au-Prince, Horizon 2030*; rapport; UQAM: Montréal, QC, Canada; pp. 89–118.
- Bogaert J., 2000. *Quantifying habitat fragmentation as a spatial process in a patch/corridor/matrix landscape model*. PhD dissertation, University of Antwerp, Antwerp.
- Bogaert, J., Myneni, R. B., Knyazikhin, Y., 2002a. A mathematical comment on the formulae for the aggregation index and the shape index. *Landscape ecology*, 00 : 1-4.
- Bogaert J, Zhou L, Tucker CJ, Myneni RB, Ceulemans R. 2002b. Evidence for a persistent and extensive greening trend in Eurasia inferred from satellite vegetation index data. *J. Geophys. Res.*, **107**(D11): 4119. DOI: 10.1029/2001JD001075
- Bogaert J., Ceulemans R. & Salvador-Van Eysenrode D., 2004. Decision tree algorithm for detection of spatial processes in landscape transformation. *Environ. Manage.*, **33**, 1, 62-73. DOI [10.1007/s00267-003-0027-0](https://doi.org/10.1007/s00267-003-0027-0)

- Bogaert J. & Mahamane A., 2005. Ecologie du paysage : cibler la configuration et l'échelle spatiale. *Ann. Sci. Agro. Bénin.*, 7(1): 1-15. <http://hdl.handle.net/2268/106426>
- Bogaert, J., Farina, A. & Ceulemans, R., 2005. Entropy increase of fragmented habitats: A sign of human impact? *Ecological Indicators*, 5(3) : 207-212.
- Bogaert, J., Bamba, I., Koffi, K.J., De Cannière, C., Visser, M. & Sibomana, S., 2008. Fragmentation of forest landscapes in Central Africa: causes, consequences and management. In Laforteza R., Chen J., Sanesi G. (Eds) *Pattern and processes in forest landscapes*. Multiple use and sustainable management. Springer, New York, pp 67-87.
- Bogaert, J., Barima, Y.S.S., Ji J., Jiang, H., Bamba, I., Iyongo, L.W.M., Mama, A., Nyssen, E., Dahdouh-Guebas, F & Koedam, N., 2011a. A methodological framework to quantify anthropogenic effects on landscape patterns. In *Landscape ecology in asian cultures*, Hong S-K., Wu J, Kim J-E, Nakagoshi N (eds). Library of Congress, Springer: Tokyo, Dordrecht, Heidelberg, London, New York; 141-167.
- Bogaert, J., Barima, Y. S. S., Iyongo, L. W. M., Bamba, I., Mama, A., Toyi, M., Laforteza, R., 2011b. Forest fragmentation : causes, ecological impacts and implications for landscape 145 management. In : Li, C., Laforteza, R., Chen, J. (eds) *Landscape ecology in forest management and conservation*. Higher Education Press, Springer, Beijing.
- Bogaert, J. & André, M., 2013. L'écologie du paysage : une discipline unificatrice. *Tropicultura*, 31(1): 1-2.
- Bogaert, J., Biloso, A., Vranken, I. & André, M., 2015. Peri-urban dynamics: landscape ecology perspectives. In Bogaert J. & Halleux J.M. (Eds). *Territoires périurbains : développement, enjeux et perspectives dans les pays du Sud*. Les Presses Agronomiques de Gembloux, Gembloux, Belgique, pp 63-73. Available online: <http://hdl.handle.net/2268/188554>
- Bogaert, J., Vranken, I. & Andre, M., 2014. Anthropogenic effects in landscapes: historical context and spatial pattern. In *Biocultural Landscapes Diversity, Functions and Values*, Hong S-K, Bogaert J, Min Q (Eds). Springer Science + Business Media Dordrescht; 89-112. Doi https://doi.org/10.1007/978-94-017-8941-7_8.
- Bogaert, J. & Halleux, J. M., 2015. Territoires périurbains Développement, enjeux et perspectives dans les pays du Sud. Les presses agronomique de Gembloux, Gembloux (Belgique).pp 43-61.
- Bonn, F.J. & Rochon, G., 1992. *Précis de Télédétection*; Universités francophones; Presses de l'Université du Québec: Sillery, QC, Canada.
- Borrini-Feyerabend, G., & Hill, R., 2018. La gouvernance pour la conservation de la nature. N Worboys, G. L., Lockwood, M., Kothari, A., Feary S., et Pulsford I. (Éd). *Gouvernance et Gestion Des Aires Protégées*. Canberra : ANU Press, 2019., 42 p. <https://doi.org/10.22459/ggap.07>
- Brenes C., Corrales L., Fung E. & Guerrero A., 2017. Rapport technique : *Cartographie de la couverture et de l'occupation de sol et l'impact de l'ouragan Matthew sur la conservation de carbone dans la couverture*

- forestière du PNN Macaya et des zones avoisinantes, Département du Sud, Haïti, 2001- 2016-17. CATIE. Turrialba: Costa Rica: p. 43.*
- Bridgewater, P.D. & Arico, S., 2002. Conserving and managing biodiversity sustainably: the role of science and society. *Natural Resources Forum*, 26: 245-248.
- Bruneau, J.C. & Mbuyi, M., 1983. Passé, présent et avenir possible de l'urbanisme à Lubumbashi. Réflexions et propositions pour une meilleure maîtrise de l'urbanisme au Zaïre. *Zaïre-Afrique*, 176 : 373-390.
- Burel, F. & Baudry, J., 1999. *Écologie du paysage : concepts, méthodes et applications*. Technique et Documentation, Paris, France.
- Burel, F. & Baudry, J., 2000. *Écologie du paysage : concepts, méthodes et applications*. Technique et Documentation, 359p
- Burel, F. & Baudry, J., 2003. *Écologie du paysage. Concepts, méthodes et applications*. Paris, France: Technique et Documentation, 359p. Cabala, K.S., Useni S.Y., Sambieni K.R., Bogaert, J. & Munyemba, K.F., (2017) Dynamique des écosystèmes forestiers de l'Arc Cuprifère Katangais en République Démocratique du Congo.I. Causes, transformation spatiale, et ampleur. *Tropicultura*, 35: 192-202.
- Buyantuyev, A. & Wu, J., 2007. Effects of thematic resolution on landscape pattern analysis. *Landscape Ecology*, 22(1): 7-13.
- Butt, A.; Shabbir, R.; Ahmad, S.S. & Aziz, N., 2015, Land Use Change Mapping and Analysis Using Remote Sensing and GIS: A Case Study of Simly Watershed, Islamabad, Pakistan. *The Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Science*, 18, 251–259, doi:[10.1016/j.ejrs.2015.07.003](https://doi.org/10.1016/j.ejrs.2015.07.003).
- Byomkesh, T., Nakagoshi, N. & Dewann, A. M., 2012. Urbanisation and greens spaces dynamics un greater Dhakar, Bengladesh. *Landsc. Ecol. Eng.*, 8, 45-58.
- Cabala, K.S., Useni S.Y., Sambieni K.R., Bogaert J. & Munyemba K.F., 2017. Dynamique des écosystèmes forestiers de l'Arc Cuprifère Katangais en République Démocratique du Congo.I. Causes, transformation spatiale, et ampleur. *Tropicultura*, 35
- Cabala, 2017 Dynamique spatiale forestière au sein de l'Arc Cuprifère Katangais (A.C.K.) en République Démocratique du Congo. Thèse de doctorat, Université de Lubumbashi (République Démocratique du Congo), 185 p
- Cabala, Kaleba, S., Useni Sikuzani, Y., Munyemba Kankumbi, F. & Bogaert, J., 2018. Activités anthropiques et dynamique spatiotemporelle de la forêt claire dans la Plaine de Lubumbashi. Dans: J. Bogaert, G. Colinet & G. Mahy, éd. *Anthropisation des paysages katangais*. Gembloux: Les Presses Agronomiques de Gembloux asbl, pp. 253-266.
- Cabral, A.I.R., Vasconcelos, M.J., Oom, D. & Sardinha, R., 2010. Spatial dynamics and quantification of deforestation in the central-plateau woodlands of Angola (1990-2009). *Appl. Geogr.*, 31 : 1185-1193. DOI:[10.1016/j.apgeog.2010.09.003](https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2010.09.003)

- Cadenasso, M. L., Pickett, S.T. A. & Schwarz, K., 2007. Spatial heterogeneity in urban ecosystems: reconceptualizing land cover and a framework for classification. *Front Ecol Environ*, 5(2): 80–88.
- Calmont, A.; Mérat, P.J., 2015. *Haïti entre permanences et ruptures: une géographie du territoire*; Ibis rouge éditions: Matoury (Guyane), 2015; ISBN 978-2-84450-470-8.
- Caloz, R. & Collet, C., 2001. Précis de télédétection : Traitements numériques d'images de télédétection. Volume 3, *Presses de l'Université du Québec*. DOI : [10.2307/j.ctv5j018b](https://doi.org/10.2307/j.ctv5j018b)
- Calthorpe, P., 2011. *Urbanism in the age of climate change*. Island Press: Washington, DC
- Campbell, N.A. & Reece, J.B., 2004. *Biology* (Traduction de la 6ème édition par Richard Mathieu). DeBoeck Université, Bruxelles, 1364pp.
- Campbell, J.B., 2006. *Introduction to remote sensing*. Taylor & Francis, Abingdon
- Castiaux, N., Massart, M. & Wilmet, J., 1991. Environmental study of tropical african urban areas by multitemporal satellite imageries (Lubumbashi, Zaïre, Central Africa). *Proceed. of XXIVth Int. Symp. on Remote Sensing of Environment*, Rio de Janeiro, Brazil, 10 p.
- Victor, C., 2020. Efficacité des aires protégées : la pierre angulaire de la conservation de la biodiversité permet-elle réellement de protéger la nature ?. *Sciences agricoles*. Université Montpellier, 2020. Français. ffNNT : 2020MONTG019ff. fftel-03145337f
- CBD, 2004. Approche par écosystème. Retrieved from <https://www.cbd.int/doc/publications/ea-text-fr.pdf>
- CCT, 2003. *Notions fondamentales de télédétection*. Centre Canadien de Télédétection, Canada
- CCT, 2007. *Notions fondamentales de télédétection, un cours tutoriel du centre canadien de télédétection*, 266 p.
- CCT, 2009. *Notions fondamentales de télédétection*. Centre Canadien de Télédétection, Canada. www.ccrs.nrcan.gc.ca
- CDB, 2004. *Programme de Travail sur les Aires Protégées (Programme de Travail de la CDB)*. Montréal: Secrétariat de La Convention Sur La Diversité Biologique, PNUE, 37 P.
- Celicourt, J., 2020. Contribution à l'étude des caractéristiques morphologiques des caprins dans la deuxième section Ecrevisse Grosse-Roche et la troisième section Corosse de la commune de Vallières du département du Nord' Est, Mémoire de fin d'étude, FAMV (Haïti), 50 p.
- CEP, 2000. Convention Européenne du paysage. http://www.limousin.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/convention_europ_paysage_cle5a1e56.pdf_le_14/04/201
- CFET, 1999. *Les Réserves d'Haïti. Manuel de Formateur en Gestion des Zones Protégées*, 37p.

- Chapman, R. Urbanism in the Age of Climate Change. *J. Urban Des.* **2014**, *19*, 149. <https://doi.org/10.1080/13574809.2013.853244>.
- Chen, J., Kimberley, D.B. & Laforteza, R., 2008. Ecology and management of forest landscapes. In: *Patterns and processes in forest landscapes multiple use and sustainable management* (eds R. Laforteza, J. Chen, G. Sanesi & T.R. Crow), pp. 3- 16. Springer Sciences+Business Media B.V., Dordrecht, London.
- Chen, J., Zhu, X., Imura, H. & Chen, X., 2010. Consistency of accuracy assessment indices for soft classification. *ISPRS, Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, *65*: 156-164
- Chen, X., 2012. Application of Spatial Features to Classification, Segmentation and Sharpening in Remotely Sensed Images. Department of Earth and Environmental Sciences, Graduate School of Environmental Studies, Nagoya University, Japan.
- Chérubin, D.C.; Jébrak, Y.; Isabelle, T., 2018. Infrastructures et Grands Équipements, Vulnérabilité et Constats, In *Rapport du Programme de Recherche Dans le Champ de l'urbain FED/2015/360-478, Perspectives de Développement de L'aire Métropolitaine de Port-au-Prince, Horizon 2030*; rapport; UQAM: Montréal, QC, Canada, pp. 227–228
- Churches, C.E., Wampler, P.J., Sun, W. & Smith, A.J., 2014, Evaluation of forest cover estimates for Haiti using supervised classification of Landsat data. *Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinf.*, **30**, 203–216. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2014.01.020>
- CIAT, 2012, Plan d'aménagement du Nord / Nord-Est couloir Cap – Ouanaminthe. 62 p.
- CIAT, 2015, Caractérisation et cartographie du risque inondation et de submersion marine sur l'agglomération du Cap-Haïtien– *Version mise à jour après analyse du MNT Lidar final*, 152 p.
- Cilliers, S.S., Du toit, M.J., Cilliers, J., Drewes, E. & Retief, F., 2014. Sustainable urban landscapes: South African perspectives on transdisciplinary possibilities. *Landscape and Urban Planning*, *125*: 260-270
- CIRAD, 2001. Approches écologiques. Ecologie et dynamique des ressources naturelles. Centre de coopération internationale en recherche agronomique pour le développement. Site: cormas.cirad.fr/fr/demarch/ecologi.htm
- Clancy, J.S., 2008. Urban ecological footprints in Africa. *African Journal of Ecology*, *46* : 463– 470.
- Clerici, M., Mantiero D., Lucchini G. & Longhese M.P., 2006. The Saccharomyces cerevisiae Sae2 protein negatively regulates DNA damage checkpoint signalling. *EMBO Rep.* **7**, 212–218. <https://dx.doi.org/10.1038%2Fsj.embor.7400593>.
- Climate-Data.org. Available online: <https://fr.climate-data.org/amerique-du-nord/haiti/departement-de-l-ouest/port-au-prince-3571/>
- CNSA, 2011. Enquête d'évaluation de la performance de la campagne de printemps 2011 et analyse des marches et de la sécurité alimentaire.98p

- Colin de Verdière, K., Binot, A., Caron, A., & de Garine-Wichatitsky, Michel Leroy, A., 2017. Les aires protégées, des opportunités de développement socio-économique des territoires ?, 2–9.
- Collinge, K.S., 1998. Spatial arrangement of habitat patches and corridors: clues from ecological field experiments. *Landscape and Urban Planning*, 42: 157-168.
- Collinge, S.K. & Forman, R.T.T., 1998. A conceptual model of land conversion processes: prediction and evidence from a micro landscape experiment with grassland insect. *Oikos*, 82: 66-84.
- Colson, F., Bogaert, J., Carneiro Filho, A., Nelson, B., Pinagé, E.R. & Ceulemans, R., 2009. The influence of forest definition on landscape fragmentation assessment in Rondônia, Brazil. *Ecological indicators*, 9(6): 1163- 1168.
- Congedo, L. & Munafo, M., 2012. Development of a Methodology for Land Cover Classification in Dar es Salaam using Landsat Imagery. Rome
- Coppin, P., Jonckheere, I., Nackaerts, K., Muys, B., & Lambin, E., 2004. Digital change detection methods in ecosystem monitoring: a review. *International Journal of Remote Sensing*, 25: 1565-1596.
- Costanza, R., Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., Oneill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P. & van den Belt, M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387: 253–260.
- Costanza, R., de Groot, R., Sutton, P., van der Ploeg, S., Anderson, S.J., Kubiszewski, I., Farber, S. & Turner, R.K., 2014. Change in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change*, 26: 152-158.
- Couch, C., Karecha, J., Nuissl, H. & Rink, D., 2005. Decline and Sprawl: An evolving type of urban development – observed in Liverpool and Leipzig. *European Planning Studies*, 13(1):117–136.
- Coulson, R.N., Saarenmaa, H., Daugherty, W.C., Rykiel, E.J., Saunders, M.C. & Fritgerard, J.W., 1999. A knowledge system environment for ecosystem management. In Klopatek J.M. & Gardner R.H. (Eds). *Landscape ecological analysis. Issues and applications*. Springer, Berlin Heidelberg New York, pp 57-79
- Crawhall, N., 2018. Les influences sociales et économiques s'exerçant sur les aires protégées. Chapitre 5. Gouvernance et Gestion Des Aires Protégées. Canberra : ANU Press, 2–31.
- Dale, V.H., Offerman, H., Frohn, R. & Gardner, R.H., 1994. Landscape characterisation and biodiversity research. In *Measuring and monitoring biodiversity in tropical and temperate forests*. (eds. Boyle T.J.B. & Boontawee B.), pp 47–66. Center for International Forestry Research, Bogor, Indonesia.
- Dale, V.H., Fortes, D.T. & Ashwood, T.L., 2002. A landscape-transition matrix approach for land management. In Lui J. & Taylor W.W. (Eds). *Integrating landscape ecology into natural resource management*. Cambridge University Press, Cambridge
- Darbouze, J., Simonneau, C. & Hanin, Y., 2018. Précisions sémantiques, état des lieux dans les pays du Sud et introduction à l'aire métropolitaine de Port-au-

- Prince, In *Rapport du Programme de Recherche Dans le Champ de l'urbain FED/2015/360-478, Perspectives de Développement de l'aire Métropolitaine de Port-au-Prince, Horizon 2030*, rapport; UQAM: Montréal, QC, Canada, 2018; pp. 41–57.
- David, J. & O'Donnell, P., 2021. Refreshing 'Cultural Landscapes' - ISCCL Global Dialogue 30 Years Later, in Brabec, E., B. Adams, and H. Laleh (eds.), *Looking Back Looking Forward: ISCCL 50th Anniversary Symposium*, December 2 and 3, 2021, online. <https://doi.org/10.7275/49nq-yq45>.
- Davis, M., 2006. Le pire des mondes possibles. Paris : *La Découverte*. 249p.
- DDC, Helvetas, & Fondation Seguin, 2010. Haïti : Programme de Préservation et de Valorisation de la Biodiversité en haute altitude », (PVB), « Document de capitalisation de la démarche de zonage entreprise à l'Unité 2 de la Forêt des Pins », 49 p.
- de Groot, R.S., Wilson, M.A. & Boumans, R.M.J., 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem function, goods and services. *Ecological Economics*, 41 : 393–408.
- de Groot, R., Brander, L., van der Ploeg, S., Costanza, R., Bernard, F., Braat, L., Christie, M., Crossman, N., Ghermandi, A., Hein, L., Hussain, S., Kumar, P., McVittie, A., Portela, R., Rodriguez, L.C., ten Brink, P. & van Beukering, P., 2012. Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. *Ecosystem Services*, 1: 50– 61.
- Décamps, H. & Décamps, O., 2007. Organisation de l'espace et processus écologiques. *Economie Rurale*, 297-298 : 55-70.
- Décamps, H., 2004. L'écologie du paysage ou l'ambition paysagère de l'écologie. *Lettre de l'Institut Français de la Biodiversité*, 5, 2 p.
- Deguignet, M., Juffe-Bignoli, D., Harrison, J., MacSharry, B., Burgess, N., & Kingston, N. (2014). Liste des Nations Unies des Aires Protégées 2014. UNEP-WCMC: Cambridge, UK, (ISBN: 978-92-807-3427-0), 44 p
- Dehoorne, O., Cao, H. & Ilies, D., 2018. Étudier La Ville Caribéenne. *Etudes Caribéennes*. 39–40. <https://doi.org/10.4000/etudescaribeennes.12699>
- Demaze, M.T., 2010. Un panorama de la télédétection de l'étalement urbain. *ESO Travaux et Documents*, 29 : 99-124
- Di Gregorio, A., 2005, Land cover classification system: classification concepts and user manual: LCCS. Number 8. Food & Agriculture Organization, Rome, Italy, 40p
- Diallo, B.A. & Bao, Z., 2010, Land cover change assessment using remote sensing: case study of Bamako, Mali. *Researcher*, 2, 4, 7-17.
- Diallo, H., Bamba, I., Barima, Y.S.S., Visser, M., Ballo, A., Mama, A., Vranken, I., Maiga, M. & Bogaert, J., 2011. Effets combinés du climat et des pressions anthropiques sur la dynamique évolutive de la dégradation d'une aire protégée du Mali (la Réserve de Fina, Boucle du Baoulé). *Sécheresse*, 22 : 97-107.
- Diamond J., Effondrement : Comment les sociétés décident de leur disparition ou de leur survie Gallimard, 2006, Nrf essais, 648 pages, ISBN 978-2-07-0776672-6

- Dinelle, J-P. , 2018. Diagnostic systémique des enjeux des acteurs locaux du milieu agricole au regard de l'adaptation aux changements climatiques - étude de cas du nord-est d'Haïti. Maîtrise en environnement université de Sherbrooke
- Diouf, A., 2012. Influence du régime des feux d'aménagement sur la structure ligneuse des savanes nord-soudaniennes dans le Parc du W (Sud Ouest NIGER). PhD thesis, Université Libre de Bruxelles, Bruxelles, 2012
- Dolisca, F., McDaniel, J.M., Teeter, L.D. & Jolly, C.M. 2007. Land tenure, population pressure, and deforestation in Haiti: The case of Forêt des Pins Reserve. *J. For. Econ.*, 13, 277–289. <https://doi.org/10.1016/j.jfe.2007.02.006>
- Dong, J.; Jiang, H.; Gu, T.; Liu, Y.; Peng, J., 2022. Sustainable Landscape Pattern: A Landscape Approach to Serving Spatial Planning. *Landsc Ecol*, 37, 31–42, doi:[10.1007/s10980-021-01329-0](https://doi.org/10.1007/s10980-021-01329-0).
- Dong, J.; Xiao, X.; Menarguez, M.A.; Zhang, G.; Qin, Y.; Thau, D.; Biradar, C. & Moore, B. 2016, Mapping Paddy Rice Planting Area in Northeastern Asia with Landsat 8 Images, Phenology-Based Algorithm and Google Earth Engine. *Remote Sensing of Environment*, 185, 142–154, doi:[10.1016/j.rse.2016.02.016](https://doi.org/10.1016/j.rse.2016.02.016).
- Dorimain, J. G., 2013, Contribution à la planification d'un Parc écologique urbain en Haïti : Cas du Parc Lory, Cap-Haïtien. Essai-projet présenté à la Faculté des études supérieures de l'Université Laval, 105 p.
- Dorimain, J.G., 2013a. L'aménagement de Morne Lory : Une proposition de stratégie visant la réduction des risques naturels et la durabilité dans la ville du Cap-Haïtien. *Haïti Perspectives*, vol. 2 • no 28 2.
- Dudley, 2008 Dudley, N. (2008). Guidelines for Applying Protected Area Management Categories. Gland, Switzerland: IUCN. x + 86pp., (ISBN: 978-2-8317-1086-0), 106 p.
- Dupont, L., 2022. Gouvernance et Commerce Bilateral : Rôle et Influence Des Institutions Dans Les Relations Commerciales Entre Haïti et La République Dominicaine. *etudescaribeennes*, doi:[10.4000/etudescaribeennes.23528](https://doi.org/10.4000/etudescaribeennes.23528).
- Dusseux, P., 2014. Exploitation de séries temporelles d'images satellites à haute résolution spatiale pour le suivi des prairies en milieu agricole. Thèse de doctorat, l'Université de Rennes, 283p.
- Egoh, B.N., O'Farrell, P.J., Charef, A., Gurney, L.J., Koellner T., Abi H.N., Egoh M. & Willemen L., 2012. An African account of ecosystem services provision: use, threats and policy options for sustainable livelihoods. *Ecosystem Services*, 2: 71-81.
- Egset, W. & Sletten, P., 2004. Poverty in Haïti. FAO.<http://www.fao.no/pub/rapp/755/755.pdf>.
- Ellis, E. C. & Ramankutty, N., 2008. Putting people in the map: anthropogenic biomes of the world. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6(8):439–447, 2008.
- Epstein, J., Payne, K. & Kramer, E., 2002. Techniques for mapping suburban sprawl. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 63(9): 913-918.

- Ernest, C., Mayaux, P., Verhegghen, A., Bodart, C., Christophe, M., & Defourny, P., 2013. National forest cover change in Congo Basin: deforestation, reforestation, degradation and regeneration for the years 1990, 2000 and 2005. *Global Change Biology*, 19: 1173– 1187.
- Escobedo, F.J., Kroeger, T. & Wagner, J.E., 2011. Urban forests and pollution mitigation: Analyzing ecosystem services and disservices. *Environmental Pollution*, 159(8– 9): 2078-2087.
- ESMAP (Energy Sector Management Assistance Program), 2007. Stratégie pour l'Allègement de la Pression sur les Ressources Ligneuses Nationales par la Demande en Combustibles, Ministère de l'Environnement/Bureau des Mines et de l'Énergie
- Exantus, J. M., D. Beaune, and F. Cézilly., 2021. The relevance of urban agroforestry and urban remnant forest for avian diversity in a densely-populated developing country: the case of Port-au-Prince, Haiti. *Urban Forestry & Urban Greening* 63: 127217.
- Faeth, S.H., Bang, C. & Saari, S., 2011. Urban biodiversity: patterns and mechanisms. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1223: 69-81.
- Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics*, 34 : 487-515.
- FAO & PNUE, 2020. La situation des forêts du monde 2020. Forêts, biodiversité et activité humaine. Rome. <https://doi.org/10.4060/ca8642fr>
- FAO, 2000. *On Definitions of Forest and Forest Change. Forest Resources Assessment. Working Paper 33*. Rome. 13 p.
- FAO, 2006. *Global Forest Resources Assessment 2005*. pp. 319. FAO, Rome, Italy.
- FAO, 2007. *Situation des forêts en 2007*. Rome, <http://www.fao.org/docrep/009/a0773f/a0773/>
- FAO, 2008. *L'état des forêts tropicales*, Rome.150p
- FAO, 2009. *Towards defining forest degradation: comparative analysis of existing definitions. Forest Resources Assessment. Working Paper 154*. FAO,Rome, Italy.
- FAO, 2010. *Evaluation des ressources forestières mondiales*. Département des forêts. Rome.
- FAO, 2015. *Evaluation des ressources forestières mondiales*, Rome, p. 253. <http://www.fao.org/3/a-i4808f.pdf>.
- FAO, 2016. *Situation des forêts du monde 2016. Forêts et agriculture : défis et possibilités concernant l'utilisation des terres*. Rome, 137 p.
- FAO, 2020. *Évaluation des ressources forestières mondiales 2020 - Principaux résultats*. Rome. <https://doi.org/10.4060/ca8753fr>
- Farina, A., 2000. *Landscape ecology in action*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands.
- Farina, A., 2006. *Principles and methods in landscape ecology*. Towards a science of landscape. Springer, Dordrecht.
- Feary, S., Brown, S., Marshall, D., Lilley, I., Mckinnon, R., Verschuuren, B., & Wild, R. 2018. *Le patrimoine culturel de la Terre*. In Worboys, G. L., Lockwood, M., Kothari, A., Feary S., et Pulsford I. (Éd). *Gouvernance et Gestion Des Aires Protégées*. Canberra : ANU Press, 2018., 39 p

- Feizizadeh, B.; Alajujeh, K.M.; Lakes, T.; Blaschke, T.; Omarzadeh, D. A., 2021. comparison of the integrated fuzzy object-based deep learning approach and three machine learning techniques for land use/cover change monitoring and environmental impacts assessment. *GISci. Remote Sens.* 58, 1543–1570.
- Feizizadeh B, Darabi S, Blaschke T, Lakes T. QADI as a New Method and Alternative to Kappa for Accuracy Assessment of Remote Sensing-Based Image Classification. *Sensors.* 2022; 22(12):4506. <https://doi.org/10.3390/s22124506>
- Ferrari, I. & Ferrarini, A., 2008. From ecosystem to ecology to landscape ecology: a progression calling for a well-founded research and appropriate disillusion. *Landscape Online*, 6: 1-12.
- Fifi, U., 2010. Impacts des Eaux Pluviales Urbaines Sur les Eaux Souterraines dans les Pays en Développement Mécanismes de Transfert des Métaux Lourds à Travers un sol Modèle de Port-au-Prince, Haïti. Ph.D. Thesis, L'Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, Lyon, France.
- Fisher, B., Turner, R.K. & Morling, P., 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics*, 68(3) : 643-653.
- Flynn, D. F. B., Gogol-Prokurat, M., Nogeire, T., Molinari, N., Trautman Richers, B., Lin, B. B., et al., 2009. Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. *Ecology Letters*, 12, 22–33.
- Foody, G.M., 2020. Explaining the unsuitability of the kappa coefficient in the assessment and comparison of the accuracy of thematic maps obtained by image classification. *Remote Sens. Environ.* 239, 111630
- Foody, G.M., 2002. Statuts of land cover classification accuracy assessment. *Remote Sensing of Environment*, 80: 185-201.
- Forkuor, G. & Cofie O., 2011. Dynamics of land-use and land-cover change in Freetown, Sierra Leone and its effects on urban and peri-urban agriculture – a remote sensing approach. *Int. J. Remote Sens.*, 32, 1017-1037.
- Forman, R.T.T. & Godron, M., 1981. Patches and structural components for a landscape ecology. *Biosciences*, 31: 733-740
- Godron, M., & Forman, R. T. T., 1983. Landscape modification and changing ecological characteristics. In *Disturbance and ecosystems: components of response* (pp. 12-28). Springer Berlin Heidelberg.
- Forman, R.T.T. & Godron, M., 1986. *Landscape ecology*. John Wiley & Sons, New York, 640p
- Forman, R. T. T., 2008, *Urban regions: ecology and planning beyond the city*. New York, *Cambridge University Press*.
- Forman, R.T.T., 1995. Some general principles of landscape and regional ecology. *Landscape Ecology*, 10: 133-142.
- Forman, R.T.T. (1997). *Land mosaics : the ecology of landscapes and regions.*, Cambridge University Press, Cambridge, 632 p.
- Forstall, R., Greene, R.-P. & Pick, J.-B., 2007. *The World's largest cities? Why so little consensus*. Paper presented at the AAG meeting, San Francisco, April.

- Fortin, M.-J., 2002. Spatial analysis in ecology: statistical and landscape scale issues. *Ecoscience*, 9: 3-5.
- Fourneau, F., Luginbuhl, Y. & Roux, B., 1991. *Évolution des paysages et aménagement du territoire en Andalousie occidentale*. Publications de la Casa de Velazquez, Série Recherche en sciences sociales XI, Madrid
- Gagné, S. A., 2013. The Distinguishing Features of the Study of the Ecology of Urban Landscapes. *Geography Compass*, 7 (4): 266-286.
- Gan, J., Zhu, Y., Wilen, C., Pittenger, D., & Crowley, D. (2003). Effect of planting covers on herbicide persistence in landscape soils. *Environmental science & technology*, 37(12), 2775-2779.
- Gascon, C., Laurance, W.F. & Lovejoy, T.E., 2003. Forest fragmentation and biodiversity in Central Amazonia. In: How landscapes change. Human disturbance and ecosystem fragmentation in the Americas. (eds. Bradshaw GA & Marquet PA), pp 33-48 .Springer, New York.
- Geist, H.J. & Lambin, E.F., 2001. *What Drives Tropical Deforestation? A Meta-analysis of proximate and underlying causes of deforestation based on sub-national case study evidence*. LUCC, Report serie N°4, Louvain-la-Neuve. Belgium.
- Gentili, S., Sigura, M. & Bonesi, L., 2014. Decreased small mammals species diversity and increased population abundance along a gradient of agricultural intensification. *Italian Journal of Mammalogy*, 25(1) <http://dx.doi.org/10.4404/hystrix-25.1-9246>
- GEORGES, Y., 2008. Contribution à l'évaluation de l'érosion hydrique dans le bassin versant de la rivière Grise pour un meilleur plan d'aménagement. Mémoire de master en Gestion des Risques Naturels. Faculté Universitaire des Sciences Agronomiques de Gembloux
- Gibbes C., Southworth J. & Keys E., 2009. Wetland conservation: Change and fragmentation in Trinidad's protected areas. *Geoforum*, 40: 91-104
- Gilbert-Norton, L. Y. N. N. E., Wilson, R., Stevens, J. R., & Beard, K. H., 2010. A meta-analytic review of corridor effectiveness. *Conservation biology*, 24(3), 660-668.
- Giles, R.H. & Trani, M.K., 1999. Key elements of landscape pattern measures. *Environmental Management*, 23 (4): 477-481.
- Gillet, P., Vermeulen, C., Feintrenie, L. & Dessart, H., 2016. Quelles sont les causes de la déforestation dans le bassin du Congo? Synthèse bibliographique et étude des cas. *Biotechnologie Agronomie Société et Environnement*, 20: 183-194.
- Girard et Girard, 1989
- Girard, M.-C. & Girard, C., 2010. Traitement des données de télédétection. *Environnement et ressources naturelles*. 2ème édition. Dunod, Paris, 553 p.
- Girard, M.-C. & Girard C.M., 2017. *Traitement des Données de Télédétection: Environnement et Ressources Naturelles*, 2nd ed.; Technique et ingénierie: Dunod, Paris.
- Girard, M.C. & Girard C.M., 1989. *Télédétection appliquée: zones tempérées et intertropicales*, Paris, Masson.

- Glaeser, E. L. & Steinberg, B. M., 2017. Transforming cities: does urbanization promote democratic change?. *Regional studies*, 51(1), 58-68.
- Gong, P.; Wang, J.; Yu, L.; Zhao, Y.; Zhao, Y.; Liang, L.; Niu, Z.; Huang, X.; Fu, H.; Liu, S.; et al., 2013. Finer Resolution Observation and Monitoring of Global Land Cover: First Mapping Results with Landsat TM and ETM+ Data. *International Journal of Remote Sensing*, 34, 2607–2654, doi:[10.1080/01431161.2012.748992](https://doi.org/10.1080/01431161.2012.748992).
- Gonsamo, A. & Pellikka, P., 2009. The computation of foliage clumping index using hemispherical photography. *Agricultural and Forest Meteorology*, 149(10), 1781-1787.
- Gracius, J.G., 2016. Vulnérabilités au risque d'inondations et aménagement du territoire, commune Cap-Haïtien, Haïti, 70 p.
- GRIEPE, 2015. *Les enjeux de la gestion participative des aires protégées après les conflits en Côte d'Ivoire : cas de la forêt classée du Haut-Sassandra*. Rapport de l'atelier du projet DYNAPAY-PFNL, Université Jean Lorougnon Guédé, Côte, d'Ivoire, 23- 24/04/2015.
- Griffiths, P., Hostert, P., Guebner, O. & van der Linden, S., 2010. Mapping megacity growth with multi-sensor data. *Remote Sensing of Environment*, 114: 426-439.
- Grimm N. B., Faet S. H., Golubiewski N. E., Redman C. L., Wu J., Bai, x. & Briggs J. M., 2008. Global Change and the Ecology of Cities. *Science*, 319, 756-760.
- 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.
- Gustafson, P.E., 1998. Gender Differences in Risk Perception: Theoretical and Methodological Perspectives. *Risk Analysis*, 18, 805-811. <http://dx.doi.org/10.1023/B:RIAN.0000005926.03250.c0>
- Halleux, J.-M., Courtejoie, F., Dawance, S., Fagel, N., Frédéricich, M., Lebailly, Ph., Poncelet, M., Rubbers, B. & Bogaert, J., 2015, Territoires périurbains : développement, enjeux et perspectives dans les pays du Sud. Une introduction générale. In Bogaert J. & Halleux J-M. (Eds). *Territoires périurbains : développement, enjeux et perspectives dans les pays du sud*. Les presses agronomiques de Gembloux, Gembloux, Belgique, pp 21-29.
- Hargis, C.D., Bissonette, J.A. & 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 Hargis et al., 1998
- Harris, M., Clark, J., Coote, N., Fletcher, P., Harnden, A., McKean, M., & Thomson, A., 2011. British Thoracic Society guidelines for the management of community acquired pneumonia in children: update 2011. *Thorax*, 66(Suppl 2), ii1-ii23.
- Harrison, S., & Bruna, E., 1999. Habitat fragmentation and large-scale conservation: what do we know for sure?. *Ecography*, 22(3), 225-232.

- De Haulleville, T., Rakotondraso, O. L., Ratsimba, H. R., Bastin, J.-F., Brostaux, Y., Verheggen, F. J., Rajoelison, G. L., Malaisse, F., Poncelet, M., Haubruge, E., Beeckman, H. & Bogaert, J., 2018. *Fourteen years of anthropization dynamics in the Uapaca bojeri Baill. forest of Madagascar*. *Landscape and Ecological Engineering* (2018) 14:135–146 <https://doi.org/10.1007/s11355-017-0340-z>
- Havyarimana, F., Masharabu, T., Kouao, J. K., Bamba, I., Nduwarugira, D., Bigendako, M. J., ... & Bogaert, J., 2017. La dynamique spatiale de la forêt située dans la réserve naturelle forestière de Bururi au Burundi. *Tropicultura*, 35(3).
- Havyarimana, F., Bamba, I., Barima Y.S.S., Masharabu, T., Nduwarugira, D., Bigendako, M.-J., Mama, A., Bangirinama, F., De Cannière, C. & Bogaert, J., 2018. La contribution des camps des déplacés à la dynamique paysagère au Sud et au Sud-est du Burundi. *Tropicultura*, 36, 2, 243-257.
- Havyarimana F., 2015. Contribution de l'instabilité sociopolitique dans l'anthropisation des paysages au Burundi: dynamique spatiale et biodiversité. Thèse de doctorat : Université Libre de Bruxelles (Belgique).
- Helder D., Boncyk W. & Morfitt R., 1997. Landsat TM memory effect characterization and correction. *Can. J. Remote Sens.*, 23(4): 289-419.
- Helder, D. L., Malla, R., Mettler, C. J., Marklan, B. L. & Micijevic, E., 2011. Landsat 4 Thematic Mapper Calibration Update. *Geoscience and Remote Sensing*, 50: 2400-2408.
- Helvetas, 2005. Programme de Préservation et de Valorisation de la Biodiversité en haute altitude, forêt des pins/Haïti (PVB), « Analyse diagnostique de la problématique de gestion/valorisation des ressources naturelles et de la biodiversité dans la réserve forêt des pins” une étude de cas : l'unité ii de la réserve », 55 p.
- Helvetas, DDC & BUCOSEH, 2013. Situation socio-économique et environnementale de l'Unité 2 de la Forêt des Pins. Projet de Valorisation de la Biodiversité. Delmas 60, HTI, 109 p.
- Herard E., 2019. *Analyse des causes de la déforestation et de la dégradation forestière de la commune des Verrettes (Haïti)*. Travail de fin d'étude Master de spécialisation en sciences et gestion de l'environnement dans les pays en développement : Université de Liège et Université Catholique de Louvain (Belgique), 60 p. <http://hdl.handle.net/2268.2/8146>
- Herold M., Clarke K.C. & Scepan J., 2002. Remote sensing and landscape metrics to describe structures and changes in urban land use. *Environment and Planning A*, 34:1443– 1458.
- Herold M., Goldstein N.C. & Clarke K.C., 2003. The spatiotemporal form of urban growth: measurement, analysis and modeling. *Remote Sensing of Environment*, 86: 186- 302.
- Herrera J., Lamaute-Brisson N., Milbin D., Roubaud F., Saint-Macary C., Torelli C. & Zanuso C., 2014. L'Evolution des Conditions de vie en Haïti Entre 2007 et 2012. La République Sociale du Séisme. IHSI, DIAL, Paris, Port-au-Prince. 2014. Available online:

- https://horizon.documentation.ird.fr/exl-doc/pleins_textes/divers14-08/010062827.pdf (accessed on 11 November 2021).
- HILAIRE, J.V., 2008. Flore et dégradation de la presqu'île de Matoukro (Aquin, Sud d'Haïti). Thèse de doctorat en sciences, Université libre de Bruxelles, Bruxelles, Belgique, 250 p.
- Holdridge, L.R. (1947) Determination of World Plant Formation from Simple Climate Data. *Science*, 105, 367-368.
<http://dx.doi.org/10.1126/science.105.2727.367>
- Hong, S.K., Bogaert, J. & Min, Q. (eds), 2014. *Biocultural landscapes. Diversity, functions and values*. Dordrecht, The Netherlands: Springer.
- Hongliang, F., Li, W. & Myneni, R. B., 2013. The impacts of potential land cover misclassification on Modis Leaf Area Index (LAI) Estimation: A Statistical Perspective. *Remote Sensing*, 5: 830-844.
- Hosonuma, N., Herold, M., De Sy, V., De Fries, R. S., Brockhaus, M., Verchot, L., Arild Angelsen A., & Romijn E. (2012). An assessment of deforestation and forest degradation drivers in developing countries. *Environmental Research Letters*, 7 (4) : 1-12.
- Hotyat M. & Liège F. (eds.), 2003. Approche dynamique des couverts forestiers : de la diachronie à l'analyse multisources. In : *Eau et environnement : Tunisie et milieux méditerranéens*. Edition ENS : 165-176.
- Huang, S-L., Chen, Y-H., Kuo, F-Y. & Wang, S-H., 2011. Emergy-based evaluation of peri-urban ecosystem services. *Ecological Complexity*, 8: 38–50
- Huteau, C. G., 2019. Paysage et risques naturels. Quelles perspectives pour l'adaptation du littoral au changement climatique?. Développement durable et territoires. *Économie, géographie, politique, droit, sociologie*, 10(2).
- IHSI, 2005. Inventaire des ressources naturelles et des potentialités des communes d'Haïti. 295 pages.
- IHSI, 2015. *Population totale, population de 18 ans et plus, menages et densites en 2015*. Disponible sur :
[http://www.ihsi.ht/pdf/projection/DOC_POPTLE18_MENEST .pdf](http://www.ihsi.ht/pdf/projection/DOC_POPTLE18_MENEST.pdf) .
disponible en ligne :
https://www.humanitarianresponse.info/sites/www.humanitarianresponse.info/files/documents/files/estimat_poptotal_18ans_menag2015.pdf.
(accédé le 20 juillet 2021).
- IHSI, 2021. Estimations de la population. <https://ihsi.gouv.ht/indicateur-population>
- Illiassou S.A., Diouf A., Mamadou B.M., Satta A-S., Mahamane A. & Saadou M., 2015. Dynamics of a third world city: case of Niamey, Niger. *Journal of Geography and Regional Planning*, 8(5): 120-130.
- Imhoff M.L., Bounoua L., Ricketts T., Loucks C., Harriss R. & Lawrence W.I., 2004. Global patterns in human consumption of net primary production. *Nature*, 429: 870-873.
- INESA, 2008. Impact socioéconomiques de la dégradation des terres en Haïti et intervention pour la réhabilitation du milieu cultivé. 79 p.
- Inoussa M.M., Mahamane A., Mbow C., Saadou M. & Yvonne B., 2011. Dynamique spatio-temporelle des forêts claires dans le Parc national du W du Niger

- (Afrique de l'Ouest). *Sci. Chang. Planét. Sécher.* 22, 108–116. <https://doi.org/10.1684/sec.2011.0305>.
- Iorgulescu I. & Schlaepfer R., 2002. *Paysage en tant qu'écosystème: définition, types, caractéristiques, fonctionnement et fonctions. Fiche d'enseignement 4.1*, Laboratoire de Gestion des Ecosystèmes,
- IPCC, 2013. *Climate Change 2013: The physical science basis. Headline Statements for Policy Makers, Intergovernmental Panel on Climate Change, Geneva.*
- IRATAM, 2012. Document final des lignes de base, _Projet d'agriculture durable dans les montagnes du nord-est d'Haïti (commune de Vallières, sections communales de : Trois-palmiste et Corosse), 55p.
- IRENA, 2016, *Renewable Energy Prospects* disponible en ligne sur : <http://www.irena.org/publications/2016/Jul/Renewable-Energy-Prospects-Dominican-Republic>.
- Ives, C. D., & Kendal, D., 2013. Values and attitudes of the urban public towards peri-urban agricultural land. *Land use policy*, 34, 80-90.
- Jacquín, A., 2010. Dynamique de la végétation des savanes en lien avec l'usage des feux à Madagascar. Analyse par série temporelle d'images de télédétection. Thèse de Doctorat, Université de Toulouse, 146 p.
- Jaeger, J.A.G., 2000. Landscape division, splitting index and effective mesh size: new measures on landscape fragmentation. *Landscape Ecology*, 15: 115-130.
- Jat, M. K., Garg, P. K., & Khare, D., 2008. Monitoring and modelling of urban sprawl using remote sensing and GIS techniques. *International journal of Applied earth Observation and Geoinformation*, 10(1), 26-43.
- Jawad T., Al-Bakri I, Mohmmad D. & Tim B., 2013. Application of Remote Sensing and GIS for Modeling and Assessment of Land Use/Cover Change in Amman/Jordan. *Journal of Geographic Information System*, 5: 509-519.
- Jayasinghe, A., Ranaweera, N., Abenayake, C., Bandara, N., De Silva, C. 2023. Modelling Vegetation Land Fragmentation in Urban Areas of Western Province, Sri Lanka Using an Artificial Intelligence-Based Simulation Technique. *PLoS ONE*, 18, e0275457, doi:10.1371/journal.pone.0275457.
- Jiang, B. & Brandt, S.A., 2016. A Fractal Perspective on Scale in Geography. *ISPRS Int. J. Geo-Inf.*, 5, 95. <https://doi.org/10.3390/ijgi5060095>
- Kabanyegeye H., Sikuzani Y.U., Sambieni K.R., Masharabu T., Havyarimana F. & Bogaert J., 2021. Trente-trois ans de dynamique spatiale de l'occupation du sol de la ville de Bujumbura, République du Burundi. *Afrique SCIENCE*, 18(1): 203-215.
- Kabanyegeye1, H., Ndayishimiye, J. , Hakizimana, P., Masharabu, T., Malaisse, F., & Bogaert, J., 2022. Diversité floristique et statut de conservation des espaces verts de la ville de Bujumbura (Burundi). *Geo-Eco-Trop*, 46, 1: 15-28
- Kamungandu C. M., 2009. Etudes de cas sur l'évaluation de la dégradation des forêts : La dégradation des forêts en République Démocratique du Congo. Evaluation des ressources forestières, document de travail 169, FA

- Kamusoko C., Gamba J. & Murakami H., 2013. Monitoring urban spatial growth in Harare Metropolitan province, Zimbabwe. *Advances in Remote Sensing*, 2: 322-331.
- Kanninen M., Murdiyarslo D., Seymour F., Wunder S. & German L., 2007. Do trees grow on money ? The implications of deforestation research for policies to promote REDD. Bogor, Indonesia : Cifor. 73 p.
- Karsenty, A., & Maître, H.-F., 1994. L'exploitation et la gestion durable des forêts tropicales. *BOIS & FORETS DES TROPIQUES*, 240(240), 37–51. <https://doi.org/10.19182/bft1994.240.a19817>
- Kasanko M, Barredo J I, Lavalle C, McCormick N, Demicheli L, Sagris V, Brezger A, 2006, "Are European cities becoming dispersed?" *Landscape and Urban Planning* 77(1- 2) 111-130
- Kato, Y., & Lee, J., 2022. Quantitative analysis of the effect of human migration on the landslides after the 2010 Haiti earthquake using Landsat imagery. *Natural Hazards*, 111(3), 3031-3052.
- Kayembe W-K.M., De Maeyer M. & Wolff E., 2009. Cartographie de la croissance urbaine de Kinshasa (RD Congo) entre 1995 et 2005 par télédétection satellitaire à haute résolution. *Belgeo*, 3-4: 439-455
- Kestemont B., Frendo L. & Zaccà E., 2011. Indicators of development on environment: a comparison of Africa and Europe. *Ecological Indicators*, 11: 848-856.
- Muteya, H. K., Nghonda, D. D. N. T., Malaisse, F., Waselin, S., Sambiéni, K. R., Kaleba, S. C., ... & Sikuzani, Y. U., 2022. Quantification and Simulation of Landscape Anthropization around the Mining Agglomerations of Southeastern Katanga (DR Congo) between 1979 and 2090. *Land*, 11(6), 850.
- Koffi, K.J, Deblauwe, V., Sibomana, S., Neuba, D.F.R., Barbier, N., Traoré, D., Habonimana, B., Robbrecht, E., Lejoly, J. & Bogaert, J., 2007. *Spatial pattern analysis as a focus of landscape ecology to support evaluation of human impact on landscapes and diversity*. In Hong S.K., N. Nakagoshi, B. Fu & Y. Morimoto (eds), *Landscape ecological applications in man-influenced areas. Linking man and nature systems*, Springer, Dordrecht, pp 7-32.
- Koné M., Aman A., Adou Ayo C.Y., Coulibaly L. & N'Guessan K.E., 2007. Suivi diachronique par télédétection spatiale de la couverture ligneuse en milieu de savane soudanienne en Côte d'Ivoire. *Télédétection*, 7, 433–446.
- Kong F., Yin H., James P., Hutyrá L. & He H.S., 2014. Effects of spatial pattern of greenspaces on urban cooling in a large metropolitan area of eastern China. *Landscape and Urban Planning*, 128: 35-47.
- Koua K. A. N., Bamba I., Barima Y. S. S., Kouakou A. T. M., Kouakou K. A. & Sangne Y. C., 2017. Echelle spatiale et dynamique de la forêt classée du Haut-Sassandra (Centre-Ouest de la Côte d'Ivoire) en période de conflits. *Revue Environnement et Biodiversité-PASRES*, 2(1) : 54- 68.
- Kouakou A.T.M., Barima Y.S.S., Konate S., Bamba I., Kouadio J.Y. & Bogaert J., 2017. Gestion des forêts domaniales en période de conflits : cas de la

- forêt classée du Haut-Sassandra, Centre-Ouest de la Côte d'Ivoire. *Int. J. Biol. Chem. Sci.*, 11,1, : 333-349. DOI: <http://dx.doi.org/10.4314/ijbcs.v11i1.26>
- Kouakou A. T. M., Assalé A. A. Y. & Barima Y. S. S., 2018. Impact des pressions anthropiques sur la flore de la forêt classée du Haut-Sassandra (Centre-Ouest de la Côte d'Ivoire). *Tropicultura*, 36(2) : 155-170.
- Kouakou, 2019, Dynamiques spatio-temporelles du couvert végétal et diversité floristique de quelques parcs nationaux et forêts classées de Côte d'Ivoire dans un contexte de crises politico-militaires. Thèse de doctorat, Université Jean Lorignon Guédé, 244 p
- Krummel J.R., Gardner, R.H., Sugihara, G., O'Neill, R.V. & Coleman, P.R., 1987. Landscape Patterns in a Disturbed Environment. *Oikos*, 48, 321. <https://doi.org/10.2307/3565520>.
- Kyale K.J., Wardell D.A., Mikwa J-F., Masimo J.K., Maindo M.N.A., Oszwald J. & Charles Doumeng C., 2019. Dynamique de la déforestation dans la Réserve de biosphère de Yangambi (République démocratique du Congo) : variabilité spatiale et temporelle au cours des 30 dernières années. *Bois For. Trop.*, 341 : 15-28. DOI : <https://doi.org/10.19182/bft2019.341.a31752>
- Kyvelou, S., 1999. Cohésion territoriale et gestion de l'espace en Europe : le rôle des services publics. Dans: H. Pauliat, éd. *La cohésion territoriale et les services publics en Europe. Interprétation et portée de l'article 7D du traité d'Amsterdam*. Limoges: Presses universitaires de Limoges, pp. 145-149.
- Ladet, S., Deconchat, M., Monteil, C., Lacombe, J. P., & Balent, G., 2005. Les chaînes de Markov spatialisées comme outils de simulation: usages, avantages et limites. *Revue internationale de géomatique*, 15(2), 159-173.
- Lagabrielle, E., Metzger, P., Martignac, C., Lortic, B. & Durieux L. 2007. Les dynamiques d'occupation du sol à la réunion (1989-2002). *M@ppemonde*, 86(2) :1-23.
- Lambin E. F., Geist H. J. & Lepers E. (2003). Dynamics of land-use and land-cover change in tropical regions. *Annual review of environmental resources*, 28 : 205-241.
- Landis, J.R. & Koch ,G.G., 1977, The measurement of observer agreement for categorical data. *Biometrics*, 33, 159-174.
- Langhammer, P. F., Bakarr, M. I., Bennun, L., & Brooks, T. M., 2007. *Identification and gap analysis of key biodiversity areas: targets for comprehensive protected area systems* (No. 15). IUCN.
- Lanter, D. (1992). *Intelligent Assistants for Filling Critical Gaps in GIS: A Research Program*. Technical Report 92-4, National Center for Geographic Information and Analysis. Laporte, J., 2013, Mapping Land Cover Change 2000 to 2013 Northwest region, Haiti. https://sites.tufts.edu/gis/files/2014/11/Laporte_Jessica_GIS101_FinalPoster_Fall2013.pdf

- Larondelle N. & Haase D., 2013. Urban ecosystem services assessment along a rural–urban gradient: A cross-analysis of European cities. *Ecological Indicators*, 29: 179–190.
- Larousse, 2023. <https://www.larousse.fr/encyclopedie/pays/Ha%C3%AFTi/122971>
- Latifovic, R., Pouliot, D., & Nastev, M., 2010. Earth observation based land cover for regional aquifer characterization. *Canadian water resources journal*, 35(4), 433-450.
- Le Moniteur, 2013. Arrêté délimitant le Parc Macaya. p. 9. http://ciat.bach.anaphore.org/file/misc/343_20130327.pdf,
- Le Moniteur, 2013. Arrêté délimitant le Parc National "La Visite". p. 6. http://ciat.bach.anaphore.org/file/misc/344_20130513.pdf
- Le Moniteur, 2014. Arrêté divisant en deux parties le Parc National Naturel Forêt des Pins (PNN-FP). p. 6. http://ciat.bach.anaphore.org/file/misc/348_20140116.pdf
- Le Roux, X., Barbault, R., Baudry, J., Burel, F., Doussan, I., Garnier, E., Herzog, F., Lavorel, S., Lifran, R., Roger-Estrade, J., Sarthou, J. P., Trommetter, M., 2008. *Agriculture et biodiversité. Valoriser les synergies. Expertise scientifique collective, Synthèse du rapport*, INRA, Paris, 113 p
- Lebœuf, A., Samson, M.P. & Paquet A., 2015. *Guide d'interprétation des mosaïques d'images Landsat. Direction des inventaires forestiers*, www.mffp.gouv.qc.ca/fr/forets/inventaire
- Leruth F., 2000. Les mosaïques d'images. *Bull. Soc. Géogr. Liège*, 38, 95–106. <https://popups.uliege.be/0770-7576/index.php?id=2525&file=1>
- Leruth, F., 2000. Les mosaïques d'images. *Bulletin de la Société Géographique de Liège*, 38(1): 95-106.
- Li, J., Li, C., Zhu, F., Song, C. & Wu, J., 2013. Spatiotemporal pattern of urbanization in Shanghai, China, between 1989 and 2005. *Landscape Ecology*, 28: 1545-1565.
- Li, H.B. & Reynolds, J.F., 1994. A Simulation Experiment to Quantify Spatial Heterogeneity in Categorical Maps. *Ecology*, 75 (8): 2446-2455.
- Li, H.B. & Wu, J.G., 2004. Use and misuse of landscape indices. *Landscape Ecology*, 19 (4): 389-399.
- Lillesand, T.M., Kiefer, R.W. & Chipman, J.W., 2008. *Remote sensing and image interpretation*. Wiley, Hoboken
- Lillesand, T.M. and Kiefer, R.W., 2001. *Remote Sensing and City. Integrated Water Flow Model (IWFM) Bangladesh University of Engineering & Technology (BUET) Dhaka*.
- Liu, X., Li, X., Chen, Y., Tan, Z., Li, S. & Ai, B., 2010. A new landscape index for quantifying urban expansion using multi-temporal remotely sensed data. *Landscape Ecology*, 25: 671- 682.
- Lizarralde G., Petter A.-M., Julien O.J. & Bouchereau K., 2018. L'habitat Dans la Zone Métropolitaine de Port-au-Prince: Principales Représentations, Défis, Opportunités et Perspectives. <https://www.researchgate.net/publication/326876764>

- Lloyd J.D. & Léon Y. M., 2019, Forest change within and outside protected 2 areas in the Dominican Republic, 2000-2016. *BioRxiv*, 558346. DOI : <https://doi.org/10.1101/558346>
- Lu, D., Mausel, P., Brondi'zio, E. & Moran, E., 2004. Change detection techniques. *International journal of remote sensing*, 12: 2365–2407.
- Luck, M. & Wu, J., 2002. A gradient analysis of urban landscape pattern : a case study from the Phoenix metropolitan region , Arizona , USA. *Landscape Ecology*, 17(1925): 327– 340
- Lwasa, S., 2014. Managing African urbanization in the context of environmental changes tales. *Interdisciplina*, 2(2): 263-280
- Macgregor-Fors, I., 2011. Landscape and Urban Planning Misconceptions or misunderstandings? On the standardization of basic terms and definitions in urban ecology. *Landscape and Urban Planning*, 100: 347–349.
- Maffi, L. & Woodley, E. (eds), 2010. *Biocultural diversity conservation. A global sourcebook*. London: Earthscan.
- Maïga, B. A., Kouadio, K.E., et SOUMARÉ, O., 2020. Évaluation de la dynamique de l'occupation du sol engendrée par l'orpaillage dans le bassin de Banankoro, Région de Koulikoro, Sud-Ouest du Mali. *Afrique SCIENCE* 17 (3) (2020) 28 - 39 28, <http://www.afriquescience.net>
- Malaisse F., 1973. *Contribution à l'étude de l'écosystème forêt Claire (Miombo)*. Note 8. Le projet Miombo. Annales Université Abidjan, série E (Ecologie), Tome VI, pp 227-250.
- Malaisse F. & Anastassiou, 1977. Contribution à l'étude de l'écosystème forêt claire (Miombo). *Bulletin Société Royale Botanique Belgique*, 110: 85-95.
- Malaisse F., 1979. L'homme dans la forêt Claire Zambézienne. In : Jewsiewicki B. (Ed). Diversification et appauvrissement des anciens systèmes africains de production alimentaire. *African Economic History*, 7, 38-64
- Malaisse F., 1997. *Se nourrir en forêt claire africaine : Approche écologique et nutritionnelle*. Gembloux, Belgique : les presses agronomiques de Gembloux
- Mama A., Bamba I., Sinsin B., Bogaert J. & De Cannière C., 2014, Déforestation, savanisation et développement agricole des paysages des savanes-forêts dans la zone soudano-guinéenne du Bénin. *Bois For. Trop.*, **322**, 65-75. DOI: <https://doi.org/10.19182/bft2014.322.a31237>
- Mama A., Sinsin B., De Cannière C. & Bogaert J., 2013, Anthropisation et dynamique des paysages en zone soudanienne au nord du Benin. *Tropicultura*. 31, 1, 78-88.
- Mama A., 2013. *Anthropisation des paysages au Bénin: dynamique, fragmentation et développement agricole*. Thèse de doctorat, Université Libre de Bruxelles, Belgique. 215p.
- Mamane B., Amadou G., Barrage M., Comby J. & Ambouta J.M.K., 2018. Dynamique spatio-temporelle d'occupation du sol dans la Réserve Totale de Faune de Tamou dans un contexte de la variabilité climatique (Ouest du Niger). *Int. J. Biol. Chem. Sci.*, **12**(4): 1667-1687 DOI: [10.4314 / ijbcs.v12i4.13](https://doi.org/10.4314/ijbcs.v12i4.13)

- Mangion, I., 2010. *Le futur mécanisme REDD face aux moteurs de la déforestation et de la dégradation des forêts au Brésil, en Indonésie et en RDC*. Université Libre de Bruxelles. Institut de Gestion de l'Environnement et d'Aménagement du Territoire mémoire, 152p.
- Maréchal, J., 2012. *Caractérisation de la dynamique d'occupation du sol de la ville de Kisangani (R. D. Congo) et sa périphérie entre 2002 et 2010*. Travail de fin d'étude : ULg Gembloux Agro-Bio Tech (Belgique). 72 p.
- MARNDR, 2005. Développement rural en Haïti: Diagnostic et Axes d'Intervention.
- MARNDR, 2008. Recensement Générale Agricole, (2008) http://agriculture.gouv.ht/statistiques_agricoles/EnqueteCommunautaire/documents/menu.html
- MARNDR. 2010. Plan d'investissement pour la croissance du secteur agricole. <http://agriculture.gouv.ht/view/01/IMG/pdf/PlandinvestissementdusecteuragricolenouvelleversionI.pdf>, p. 13.
- MARNDR, 2011. Rapport final du diagnostic du Bassin Versant Grande Rivière du Nord, 233p, https://www.agroforesteriebassinsversants.ht/IMG/pdf/marndr_diagnost_icbassinversantgranderivieredunordrapportfinal2011.pdf [consulté le 15/01/ 2021].
- MARNDR, 2017. Rapport final de l'étude d'identification et analyse des paquets techniques du projet de renforcement des services publics agricoles 2 (RESEPEG II), 43 pages, https://agriculture.gouv.ht/view/01/IMG/pdf/actualisation_des_paquets_techniques.pdf, [consulté le 17/02/2021]
- Maron, M., Hobbs, R. J., Moilanen, A., Matthews, J. W., Christie, K., Gardner, T. A., et al., 2012. Faustian bargains? Restoration realities in the context of biodiversity offset policies. *Biological Conservation*, 155, 141–148.
- Marsik, M., Stevens, F. R., & Southworth, J. 2011. Amazon deforestation: Rates and patterns of land cover change and fragmentation in Pando, northern Bolivia, 1986 to 2005. *Progress in Physical Geography*, 35(3), 353-374.
- Martin, M.E., Newman, S.D., Aber, J.D. & Congalton, R.G., 1998. Determining forest species composition using high spectral resolution remote sensing data. *Remote Sensing of Environment*, 65 (3): 249-254.
- Marzluff, J.M., Shulenberg, E., Endlicher, W., Alberti, M., Bradley, G., Ryan, C., ZumBrunner, C. & Simon, U., 2008. Urban ecology. An international perspective on the interaction between human and nature. *Springer Science + Business Media*, New York, pp. 321–338.
- Mas, J.F., 2000. Une revue des méthodes et des techniques de télédétection du changement. *Can. J. Remote Sens.*, 26, 349–362. <https://doi.org/10.1080/07038992.2000.10874785>.
- Masse, A., Ducrot, D. & Marthon, P., 2012, "Evaluation de la classification supervisée par les caractéristiques de classe et de classification", Proc. SPIE 8390, Algorithmes et technologies pour l'imagerie multispectrale, hyperspectrale et ultraspectrale XVIII, 83902R (24 mai 2012); DOI : <https://doi.org/10.1117/12.919163>

- Maurice, 2017. Les missions étatiques d'urbanisme en Haïti Maurice, <https://justedroit.hypotheses.org/?p=99&preview=true>
- Maxwell, S.L.; Cazalis, V.; Dudley, N.; Hoffmann, M.; Rodrigues, A.S.L.; Stolton, S.; Visconti, P.; Woodley, S.; Kingston, N.; Lewis, E.; et al., 2020. Area-Based Conservation in the Twenty-First Century. *Nature*, 586, 217–227, doi:[10.1038/s41586-020-2773-z](https://doi.org/10.1038/s41586-020-2773-z).
- May T., 2015. Effets contrastés des prélèvements de bois sur la végétation de forêt sèche en zone frontalière dominico-haïtienne : comment les interpréter ? *Bois et Forêts Des Tropiques*, 326 (4), 3–13. <https://doi.org/10.19182/bft2015.326.a31279>
- Mayaux, P., Gond, V., Massart, M., Pain-Orcret, M. & Achard, F., 2003. Evolution du couvert Forestier du bassin du Congo mesurée par télédétection spatiale. *Bois et Forêts des Tropiques*, 277 : 45-52.
- Mazoyer, M. & Roudart, L., 2002. *Histoire des agricultures du monde*. Editions du Seuil: Paris
- Mazoyer, M. & Roudart, L., 2002. *Histoire des Agricultures du Monde: Du Néolithique à la Crise Contemporaine*; Histoire; Éditions du Seuil: Paris, 2002.
- McDonald, R.I., Kareiva, P. & Forman, R.T.T., 2008. The Implications of Current and Future Urbanization for Global Protected Areas and Biodiversity Conservation. *Biol. Conserv.*, 141, 1695–1703. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.04.025>.
- McDonnell, M.J. & Hahs, A.K., 2008. The use of gradient analysis studies in advancing our understanding of the ecology of urbanizing landscapes: current status and future directions. *Landscape Ecology*, 23(10): 1143-1155
- McDonnell, M.J. & Pickett, S.T.A., 1990. Ecosystem structure and function along urban rural gradients - an unexploited opportunity for ecology. *Ecology*, 71(4): 1232-1237.
- McGarigal, K. & Marks, B. J. (1995). FRAGSTATS: *Spatial pattern analysis program for Quantifying landscape structure*. Department of Agriculture, General Technical Report, PNW-GTR-351, Pacific Northwest Research Station, Oregon State University, Corvallis, USA, 141 p.
- McGarigal, K., Ene E. & Holmes, C., 2002. FRAGSTATS (Version 3): FRAGSTATS Metrics. *University of Massachusetts*.
- McGarigal, K., 2002., FRAGSTATS: *Spatial pattern analysis program for categorical maps*. Univ. Massachussets.
- McGarigal, K., 2015. FRAGSTATS help. Pieejams: http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/documents/fr_agstats_help, 4.
- McHale, M.R., Bunn, D.N., Pickett, S.T.A. & Twine, W., 2013. Urban ecology in developing world: why advanced socioecological theory needs Africa. *Frontier in Ecology and the Environment*, 11(10): 556-564.
- McKinney, M.L., 2008. Effects of urbanization on species richness: a review of plants and animals. *Urban Ecosystems*, 11: 161-176.
- MDDEP, 2011. *Mise en œuvre de la Convention de la Diversité Biologique au Québec*. Ministère Du Développement Durable, de l'Environnement et

- Des Parcs EnBibliothèque et Archives Nationales Du Québec, 2011, (978-2-550-58693-7 (version PDF)), 58 p.
- MDE, PNUE & UNIQ, 2010. GEO Haïti 2010, p. 193
- MDE, 2001. Première communication nationale d'Haïti sur les changements climatiques
- MDE, 2019. Sixième rapport national sur la biodiversité d'Haïti. gef/CBD/6NR/UNDP. Ministère de l'environnement. Direction de La Biodiversité [en ligne]. Disponible à <https://www.cbd.int/doc/nr/nr-06/ht-nr-06-fr.pdf> [consulté le 28/01/2021].
- MDE, DDC, & HSI, 2017. *Plan de gestion 2017-2022 du Parc National Naturel de l'Unité 2 de la Forêt des Pins*, Rapport d'étude élaboré dans le cadre du Projet Valorisation de la Biodiversité à l'Unité II du Parc National Naturel de la Forêt des Pins, 2017. p. 99.
- MDE, UNEP, PNUD, UNCCD, PISLM, 2015. National de Lutte contre la Désertification, p. 84
- MECNT, 2012. *Synthèse des études sur les causes de la déforestation et de la dégradation des forêts en République Démocratique du Congo*. Ministère de l'environnement conservation de la nature et tourisme, 40p
- Merat, J., 2018. *Le littoral, le cœur de la pauvreté en Haïti. Quand les politiques publiques appauvrissent les territoires*. Thèse présentée et soutenue à l'Institut de Géographie et d'Aménagement Régional de l'Université de Nantes, p562.
- Fabra Mestre, J., 2021. La démocratisation des entreprises comme levier favorisant la transition économique. Faculté des sciences économiques, sociales, politiques et de communication, Université catholique de Louvain. Prom. : Ferreras, Isabelle. <http://hdl.handle.net/2078.1/thesis:31887>
- Mezard, C., 2018. *Caractérisation des perturbations anthropiques de la forêt des pins d'Haïti : Cas de l'unité 2*. Travail de fin d'étude en Master de spécialisation en production intégrée et préservation des ressources naturelles en milieu urbain et péri-urbain, ULiège Gembloux Agro-Bio Tech (Belgique), 79p.
- Michel, B.-C., 2016. L'agriculture dans l'économie globale haïtienne : une vue d'ensemble. 32 p. <https://agritrop.cirad.fr/580382/1/ID580382.pdf>
- Milian, J., & Tamru, B., 2018. Port-Au-Prince, Ville Du Risque ? Un Mythe Au Prisme d'une Urbanisation Vulnérable. *etudescaribeennes*, 39–40. <https://doi.org/10.4000/etudescaribeennes.11464>.
- Millennium Ecosystem Assessment, 2005, Ecosystems and human wellbeing: World Resources Institute, Washington, DC. <https://www.millenniumassessment.org/documents/document.358.aspx.pdf>
- MDE, DDC et Helvetas Swiss Intercooperation, 2017. *Plan de gestion 2017-2022 du Parc National Naturel de l'Unité 2 de la Forêt des Pins*, 100 p.
- MDE. 2015. Programme Aligné d'Action National de Lutte contre la Désertification, 84 p. <https://knowledge.unccd.int/sites/default/files/naps/Haiti-fre%25202015.pdf>

- Modica, G., Vizzari, M., Pollino, M., Fichera, C. R., Zoccali, P., & Di Fazio, S., 2012. Spatio-temporal analysis of the urban–rural gradient structure: An application in a Mediterranean mountainous landscape (Serra San Bruno, Italy). *Earth System Dynamics*, 3, 263–279
- Moise, P., 2017 Etude de Marché de l’aire Métropolitaine de Port-au-Prince: Première étape à la Mise en Place d’une Ferme de Production Maraîchère à Dume (Croix-des-Bouquets), Travail de Fin d’étude en Master de Spécialisation en Production Intégrée et Préservation des Ressources Naturelles en Milieu Urbain et Péri-Urbain, ULiège Gembloux Agro-Bio Tech (Belgique). Available online: <http://hdl.handle.net/2268.2/3087>.
- Montas R., 2018. Estimation du poids relatif de l’économie informelle dans l’économie haïtienne en 2016., In *Rapport du Programme de Recherche Dans le Champ de l’urbain FED/2015/360-478, Perspectives de Développement de l’aire Métropolitaine de Port-au-Prince, Horizon 2030*, rapport; UQAM: Montréal, QC, Canada. pp. 141-144
- Mony et al., 2022 Mony, C., Uroy, L., Khalfallah, F., Haddad, N. & Vandenkoornhuysen, P., 2022. Landscape connectivity for the invisibles. *Ecography*, 2022 (8), 1600-0587; DOI: 10.1111/ecog.06041
- Morton, D. C., Defries, R. S., Randerson, J. T., Giglios, L., Schroeder, W., Van der Werf, G. R., 2008. Agricultural intensification increases deforestation fire activity in amazonia. *Global Change Biology*, 14 : 2262-2275.
- Moulet, D. Saffache, P. & Transler, A.-L., 2007. L’urbanisation Caribéenne : Effets et Contrastes. *Etudes Caribéennes*, 7, <https://doi.org/10.4000/etudescaribeennes.342>.
- MPCE, 2013. Esquisse du plan d’urbanisme pour la ville du Cap-Haïtien. Appui aux autorités gouvernementales et locales pour la planification et la gestion de travaux de reconstruction ou de rénovation de six pôles de développement. IBI-DDA/MPCE/PNUD, 118p.
- Mulongo S., Ngoy N.K., Lunda J-M.I., Toto F.L.R. & Kipata M.L., 2014. L’urbanisation et l’environnement géologique de la ville de Lubumbashi (Katanga, RD Congo). *E-revue UNILU*, 1(1): 24-39.
- Mumby P.J., Green E.P., Edwards A.J. & Clark C.D., 1999. The cost-effectiveness of remote sensing for tropical coastal resources assessment and management. *Journal of Environmental Management*, 55:157-166
- Munyemba K.F., 2010. *Quantification et modélisation de la dynamique paysagère dans la région de Lubumbashi : évaluation de l’impact écologique des dépositions issues de la pyrométallurgie*. Thèse de doctorat : Université de Lubumbashi (RD Congo)
- Murali, K. S. & Hedge, R., 1997. Patterns of tropical deforestation. *Journal of Tropical Forest Science*, 9: 465-476.
- Mwitwa, J., German, L., Muimba-Kankolongo, A. & Puntondewo, A., 2012. Governance and sustainability challenges in landscape shaped by mining: Mining-forestry linkages and impacts in the copper belt of Zambia and the DR Congo. *Forest Policy and Economics*, 25: 19-30.
- Myers, N., Mittermeier R.A., Mittermeier C.G., da Fonseca G.A.B. & Kent J., 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853–858.

- Naveh, Z., 2007. Landscape ecology and sustainability. *Landscape Ecology*, 22: 1437–1440.
- Newman, M. E., McLaren, K. P., & Wilson, B. S. (2014). Assessing deforestation and fragmentation in a tropical moist forest over 68 years; the impact of roads and legal protection in the Cockpit Country, Jamaica. *Forest Ecology and Management*, 315, 138-152.
- Nguimalet, C.R. Population et Croissance Spatiale: Diagnostic et Implications Pour Une Gestion Urbaine de Bangui (République Centrafricaine). In Proceedings of the PRIPODE workshop on urban population, development and environment dynamics in developing countries. Cicred, Aphrc, Pern, Ciesin, Nairobi, Kenya, 11–13 June 2007. <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.20263.06566>.
- Noon, B.R. & Dale, V.H., 2002. Broad-scale ecological science and its application. In K.J. Gutzwiller (Ed.). *Applying landscape ecology in biological conservation*. Springer, New York, pp 34-52
- Nsiami M.C., 2009. *Analyse texturale de l'image panchromatique Quickbird à très haute résolution spatiale : Application à la différentiation des types d'occupation du sol à Lubumbashi*. Thèse de doctorat : Université de Lubumbashi (RD Congo).
- O'Neill, R.V., Krummel, J.R., Gardener, R.H., Sugihara, G., Jacksin, B., DeAngelis, D.L., Milne, B.T., Turner, M.G., Zymunt, B., Christensen, S.W., Dale, V.H. & Grahan, R.L., 1988. Indices of landscape pattern. *Landscape Ecology*, 1(3): 153-162.
- O'Neill, R.V., Riitters K.H., Wickham, J.D. & Jones K.B., 1999. Landscape pattern metrics and regional assessment. *Ecosystem Health*, 5:225-233.
- OIBT, 2002. *Réintégrer les forêts secondaires dans le paysage*. OIBT Actualités des Forêts Tropicales 10/4 2002.
- OIBT, 2005. *Critères et indicateurs révisés de l'OIBT pour l'aménagement durable des forêts tropicales*. Modèle de rapport sur les C&I inclus. Série OIBT: Politique forestière n° 15. Yokohama. http://219.127.136.74/live/Live_Server/963/ps15e.pdf
- Oswald, J., Gond, V., Dolédec, S., Lavelle P., 2011. Identification d'indicateurs de changement d'occupation de sol pour le suivi des dynamiques paysagères. *Bois For. Trop.*, 307(1): 7-21. DOI: <https://doi.org/10.19182/bft2011.307.a20484>.
- Ouattara, G.; Koffi, G.B.; Kouakou, Y.K.A., 2012. Contribution des images satellitales Landsat 7 ETM+ a la cartographie lithostructurale du Centre-Est de la Côte d'Ivoire (Afrique de l'Ouest). *IJJAS*, 1, 61–75.
- Ouedraogo, I., Tigabu, M., Savadogo, P., Compaoré, H., Oden, P.C. & Ouadba, J.M., 2010. Land cover change and its relation with population dynamics in Burkina Faso, West Africa. *Land Degradation and Development*, 21(5): 453-462
- PADEDD, 2008. Plan Communal de Vallières, 32p.
- Palang, H., Alumäe, H. & Mander, Ü., 2000. Holistic aspects in landscape development: a scenario approach. *Landscape and Urban Planning*, 50: 85–94.

- Pantuliano, S., Metcalfe, V., Haysom, S., & Davey, E., 2012. Urban vulnerability and displacement: a review of current issues. *Disasters*, 36, S1-S22.
- Paryski P., Woods C.A. & Sergile F., 1989. Conservation strategies and the preservation of biological diversity in Haiti. *Dans Biogeography of the West Indies past, present and future. Sous la direction de Woods, C.A., Sandhill Crane press, Gainesville (USA)*. p. 854-873.
- Pasquier, S. & Girard, C.M., 1988. Possibilité de suivi par télédétection spatiale de l'évolution de la végétation en zone de carrières. *Agronomie*, 8(6): 557-564.
- Robin M., 2002. *Télédétection, Des satellites au SIG. Une analyse complète du processus de création d'un type essentiel d'information géographique*. Nathan Université. 318 p.
- Paul, M., 1961. Le paysan haïtien : étude sur la vie rurale en Haïti les Mitions Fardin.
- Pearson, D. M. & McAlpine, C. A., 2010. Landscape ecology: An integrated science for sustainability in a changing world. *Landscape Ecology*, 25, 1151–1154
- Peng, J., Wang, Y., Zhang, Y., Wu, J., Li, W. & Li, Y., 2010. Evaluating the effectiveness of landscape metrics in quantifying spatial patterns. *Ecological Indicators*, 10 : 217-223.
- Penman, J., Gytarsky, M., Hiraishi, T., Krug, T., Kruger, D., Pipatti, R., ... & Wagner, F. (2003). Good practice guidance for land use, land-use change and forestry. *Good practice guidance for land use, land-use change and forestry*.
- Persée, 1983. Le Recensement Haïtien de 1982. *Population*, 38, 1055. <https://doi.org/10.2307/1532524>.
- Petit C., Scudder T. & Lambin E., 2001. Quantifying process of land cover change by remote sensing: resettlement and rapid land cover changes in south-eastern Zambia. *International Journal of Remote Sensing*, 22(17): 3435-3456.
- Petter, A. M., Labbé, D., Lizarralde, G., & Goulet, J., 2020. City profile: Canaan, Haiti-A new post disaster city. *Cities*, 104, 102805.
- P.F.B.C., 2006. *Les forêts du bassin du Congo : état des forêts 2006*. Le Partenariat pour les Forêts du Bassin du Congo
- Pham H.M. & Yamaguchi Y., 2011. Urban growth and change analysis using remote sensing and spatial metrics from 1975 to 2003 for Hanoi, Vietnam. *Int. J. Remote Sens.*, 32, 1901–1915.
- Pham H.M., Yamaguchi Y. & Bui, T.Q.A., 2011. Case Study on the Relation between City Planning and Urban Growth Using Remote Sensing and Spatial Metrics. *Landsc. Urban Plan.*, 100, 223–230. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2010.12.009>.
- Phillips, A., 2004. *The history of the international system of protected area management categories*. *Parks*, 14:4
- Pierre, A. Dorzin, P., 2008. Éléments de diagnostic pour une gestion intégrée du littoral haïtien: cas de la côte des Arcadins. Projet de fin d'études. Faculté des Sciences de l'Agriculture et de l'Environnement. Université Quisqueya.

- Pierre, M. 2019 *analyse du plan de gestion du parc national des Trois baies (Haïti)*, travail de fin d'étude, Université de Liège et Université Catholique de Louvain, 65p
- Pierre-Charles, G., 2004. Évolution historique de l'économie d'Haïti : de l'impulsion créatrice à la dégradation », *Présence Africaine*, 2004/1 (N° 169), p. 57-66. DOI : 10.3917/presa.169.0057. URL : <https://www.cairn.info/revue-presence-africaine-2004-1-page-57.htm>
- Piorr, A., Ravetz, J., & Tosics, I., 2011. Peri-urbanisation in Europe: Towards a European policy to sustain urban–rural futures. University of Copenhagen/Academic Books Life Sciences.
- Piou, F., 2005. *Rapport Atelier : les défis de la situation environnementale en Haïti* ; Port-au-Prince
- PNUE, Ministère de l'Environnement & UNIQ, 2010, Etat et Perspectives de l'environnement, 194 p. http://postconflict.unep.ch/publications/Haiti/GEO_Haiti_FR_2010.pdf.
- Pomianowski, W. & Solon, J., 2020. Modelling patch mosaic connectivity and ecological corridors with GraphScape, *Environ. Model. Software*, 134 (2020), Article 104757, [10.1016/j.envsoft.2020.104757](https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2020.104757), ISSN 1364-8152
- Pontius, R.G.Jr., 2000. Quantification error versus location in comparison of categorical maps. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 66: 1011-1016.
- Pontius, Jr. R. G., Cornell, J. & Hall, C., 2001. Modeling the spatial pattern of land-use change with Geomod2 : application and validation for Costa Rica. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 85(1-3) : 191-203.
- Pontius, R.G. & Millones, M., 2011, Death to Kappa: birth of quantity disagreement and allocation disagreement for accuracy assessment. *Int. J. Remote Sens.*, **32**, 4407–4429. DOI : <https://doi.org/10.1080/01431161.2011.552923>
- Preux, M., 2018. *Identification et caractérisation des enjeux chorologiques dans un paysage* : application en région wallonne, travail de fin d'étude Université de Liège Gembloux Agro-Bio Tech et Université Libre de Bruxelles, 77p
- Pu, R., Gong, P., Michishta, R. & Sasgawa, R., 2008. Spectral mixture analysis for mapping abundance of urban surface components from the Terra/ASTER data. *Remote Sensing of Environment*, 112: 939-954.
- Puissant A., 2003. *Informations géographiques et images à très haute résolution. Utilité et applications en milieu urbain*. Thèse de doctorat, Université Louis Pasteur Stasbourg I (France).
- Qu W., Zhao S. & Sun Y., 2014. Spatiotemporal patterns of urbanization over the past three decades: a comparison between two large cities in Southwest China. *Urban Ecosystems*, 17: 723-739.
- Racicot, A., 2011. Durabilité des combustibles de substitution au bois énergie en Haïti – Filières renouvelables pour la cuisson des aliments. Thèse, Sherbrooke University, Québec, Canada, 99 p.

- Rakotondraso, 2012 Rakotondraso L. O. (2012). *Ecologie spatiale et dynamique de la forêt de Tapia, Uapaca bojeri Baill. (1958), habitat du ver à soie Borocera cajani (vinson, 1863), dans la zone d'Arivonimamo II-Madagascar*. Thèse de Doctorat, Université d'Antananarivo (Antananarivo, Madagascar), 176 p.
- Ramachandra, T.V., Bharath, H.A. & Sowmyashree, M.V., 2013. Analysis of spatial patterns of urbanization using geoinformatics and spatial metrics. *Theoretical Empirica*. **8**, 4, 5-24.
- Rapinel S., 2012. *Contribution de la télédétection à l'évaluation des fonctions des zones humides : de l'observation à la modélisation prospective*. Université Rennes 2. <http://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00731169>
- Rautner M., Leggett M. & Davis F., 2013. *Le Petit Livre des grands moteurs de déforestation*. Global Canopy Programme. Oxford.
- RG/MARNDR, 2008. Recensement Générale Agricole. http://agriculture.gouv.ht/statistiques_agricoles/EnqueteCommunautaire/documents/menu.html
- Ridd, M.K. & Liu, J., 1998. A comparison of four algorithms for change detection in an urban environment. *Remote Sensing of Environment*, 63: 95-100.
- Riitters, K.H., O'Neill, R.V., Hunsaker, C.T., Wickham, J.D., Yankee, D.H., Timmins, S.P., Jones, K.B. & Jackson, B.L., 1995. A factor analysis of landscape pattern and structure indices. *Landscape Ecology*, 10: 23-39.
- Robin M., 1995. *La télédétection: des satellites aux systèmes d'information géographiques*, Paris, Nathan
- Robin M., 2002. *Télédétection, Des satellites au SIG. Une analyse complète du processus de création d'un type essentiel d'information géographique*. Nathan Université. 318 p.
- Roy, P.-M., Bodson, P., Montas, R., Paul, B. & Lalime, T., 2018. L'économie de l'aire métropolitaine de Port-au-Prince, l'économie informelle dans l'aire métropolitaine de Port-au-Prince. Peut-on - doit-on - formaliser l'informel ? dans *Rapport du Programme de Recherche Dans le Champ de L'Urbain FED/2015/360-478, Perspectives de Développement de L'Aire Métropolitaine de Port-au-Prince, Horizon 2030*; Rapport; UQAM: Montréal, QC, Canada, 2018; pp. 129-140.
- Rudel T. & Roper J., 1997. The Paths to Rain Forest Destruction. Crossnational Patterns of Tropical Deforestation, 1975-90. *World Development*, 25: 53-65.
- Sadda A-S., Diouf A., Lawali S., Ouedraogo M., Bogaert J. & Mahamane A., 2016. Pression anthropique et dynamique paysagère en zone rurale semi-aride : cas de la commune de Tibiri, région de Maradi (Niger). *Tropicultura*, 34(2): 127-139.
- Safache, P., 2002. Port-au-Prince (Haïti): de l'inorganisation spatiale aux dégradations environnementales. Contretemps
- Saley A. (2006). *Utilisation des nouvelles techniques de cartographie pour l'étude de la dynamique de l'occupation du sol dans la commune rurale de Namaro*, CRESA, Niamey, 82p

- Salomon W, Useni Sikuzani Y, Sambieni KR, Kouakou ATM, Barima YSS, Théodat JM, Bogaert J. 2022. "Land Cover Dynamics along the Urban–Rural Gradient of the Port-au-Prince Agglomeration (Republic of Haiti) from 1986 to 2021" *Land* 11, no. 3: 355. <https://doi.org/10.25518/2295-8010.1831μ>
- Salomon, W., 2017. *Caractérisation de la dynamique de l'occupation du sol en zone urbaine et périurbaine de Cap-Haïtien (Haïti)* ». Travail de Fin d'Etude, Université de Liège, Gembloux Agro-Bio Tech. <https://matheo.uliege.be/handle/2268.2/3086>
- Salomon, W., Useni S.Y., Kouakou A.T.M., Barima Y.S.S., Kaleba S.C., Barthelemy J.-P. & Bogaert J., 2020. Caractérisation de la dynamique de l'occupation du sol en zone urbaine et périurbaine de la ville du Cap-Haïtien (Haïti) de 1986 à 2017. *Tropicultura*, 38, 1438. <https://doi.org/10.25518/2295-8010.1438>.
- Salomon W., Useni S.Y., Kouakou A.T.M., Barima Y.S.S., Theodat J.M. & Bogaert, J., 2021. Dynamique paysagère du Parc National Naturel de la Forêt des Pins en Haïti (1973- 2018). *Tropicultura* 2295-8010, 39 (2021), 2, 1831. DOI: 10.25518/2295-8010.1831
- Salomon, W., Sikuzani Y.U., Kouakou A.T.M., Barima S.S., Théodat J.-M. & Bogaert J., 2021a. Monitoring of Anthropogenic Effects on Forest Ecosystems within the Municipality of Vallières in the Republic of Haiti from 1984 to 2019. *Trees For. People*, 6, 100135. <https://doi.org/10.1016/j.tfp.2021.100135>.
- Salomon, W., Useni, S.Y., Kouakou, A.T.M., Barima, Y.S.S., Theodat, J.M. & Bogaert, J. 2021b. Cartographie et quantification de la perte du couvert forestier dans les parcs nationaux du Sud de la République d'Haïti de 1985 à 2018 : Rôle des activités agricoles locales. *Int. J. Biol. Chem. Sci.* 15(2): 477-496, 2021 DOI : <https://dx.doi.org/10.4314/ijbcs.v15i2.9>
- Sambieni K.R., 2020. Dynamique du Paysage de la Ville province de Kinshasa sous la Pression de la Périurbanisation: L'infrastructure Verte Comme Moteur d'aménagement, Thèse de Doctorat en Cotutelle, École Régionale Post-Universitaire d'Aménagement et de Gestion Intégrés des Forêts et Territoires tropicaux (ÉRAIFT) et Université de Liège (ULIEGE), Available online: <http://hdl.handle.net/2268/234317>
- Sambieni K.R., Messina Ndzomo J.-P., Biloso Moyenne A., Halleux J.-M., Occhiuto R. & Bogaert J., 2018. Les statuts morphologiques d'urbanisation des communes de Kinshasa en République Démocratique du Congo. *Tropicultura*, 3, 520–530. <https://doi.org/10.25518/2295-8010.662>.
- Sambieni, K.R., 2020. Dynamique du paysage de la ville province de Kinshasa sous la pression de la périurbanisation : l'infrastructure verte comme moteur d'aménagement, Thèse de doctorat Université de Liège et ERAIF, 262p
- Sanderson, E. W., Jaiteh, M., Levy, M. A., Redford, K. H., Wannebo, A. V., & Woolmer, G., 2002. The human footprint and the last of the wild: the human footprint is a global map of human influence on the land surface, which suggests that human beings are stewards of nature, whether we like it or not. *BioScience*, 52(10), 891-904.

- Satterthwaite, D., 2009. The Implications of Population Growth and Urbanization for Climate Change. *Environment and Urbanization*, 21, 545-567. <http://dx.doi.org/10.1177/0956247809344361>
- Saura S., 2004. Effects of remote sensor spatial resolution and data aggregation on selected fragmentation indices. *Landscape Ecology*, 19:197–209
- SCBD (2010). *Aichi Biodiversity Targets. In: COP 10 Decision X/2: Strategic Plan for Biodiversity 2011-2020*. Technical report, Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Nagoya, Japan
- Schmitz, 1962. Schmitz A., 1962. *Les Muhulu du Haut-Katanga méridional. Bulletin du Jardin botanique de l'État*, 32:221-299.
- Schoene, D., Killmann, W. von Luepke, H. & Loyche Wilkie, M. 2007. *Definitional Issues Related to Reducing Emissions from Deforestation in Developing Countries*. FAO Forests and Climate Change Working Paper 5. Rome. <http://www.fao.org/docrep/009/j9345e/j9345e00.htm>
- Scouvert, M., Lambin, E. F., 2006. Approche systémique des causes de la déforestation en amazonie brésilienne : syndromes, synergies et rétroaction. *L'espace Géographique*, 35 (3) : 241-254.
- SEO, BirdLife. 2008. Inventaire de la biodiversité au Parc Nationale La Visite, Haïti.
- Seto, K.C., Güneralp, B. & Hutyra, L.R., 2012. Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109: 16083–16088.
- Simula, M., 2009. *Vers une définition de la dégradation des forêts: analyse comparative des définitions existantes*. Programme d'évaluation des ressources forestières Document de travail 154. Rome, Italie.
- Singh, J. S., Roy, P. S., Murthy, M. S. R., & Jha, C. S., 2010. Application of landscape ecology and remote sensing for assessment, monitoring and conservation of biodiversity. *Journal of the Indian Society of Remote Sensing*, 38, 365-385.
- Singh, K. D., 2013. *Capacity building for the planning assessment, and systematic observations of forests*. With special reference to tropical countries. Springer, Berlin, 225 p
- Skupinski G., BinhTran D. & Weber C., 2009. Les Images Satellites Spot Multi-Dates et La Métrique Spatiale Dans l'étude Du Changement Urbain et Suburbain—Le Cas de La Basse Vallée de La Bruche (Bas-Rhin, France). *Cybergeo*. <https://doi.org/10.4000/cybergeo.21995>.
- Sodhi, N. S., & Ehrlich, P., 2010. *Conservation biology for all*. Oxford: Oxford University Pre
- Song, W. & Deng, X., 2017. Land-use/land-cover change and ecosystem service provision in China. *Science of The Total Environment*, 576: 705-719.
- Song, C., Woodcock, C.E., Seto, K.C., Lenney, M.P. & Macomber, S.A., 2001. Classification and change detection using Landsat TM data : When and how te correct atmospheric effect? *Remote Sensing of Environment*, 75: 230-244.
- Sordello R., Rogeon G. & Touroult J., 2014. La fonctionnalité des continuités écologiques - Premiers éléments de compréhension. Service du patrimoine naturel, Muséum national

- Souchaud S. & Prévôt-Schapira M.-F., 2013. Introduction: Transitions métropolitaines en Amérique latine: Densification, verticalisation, étalement. *Problèmes D'amérique Lat.*, 90, 5. <https://doi.org/10.3917/pal.090.0005>.
- Star J. & Estes J., 1990. Geographic Information Systems. An introduction. Prentice Hall Ed, Englewood Cliffs, N. J.
- Stolton, S., & Dudley, N., 2018. *Valeurs et avantages des aires protégées/ UICN/ CMAP/CDB*. Chap 6, 26 p.
- Su S., Xiao R., Jiang Z. & Zhang Y., 2012. Characterizing landscape pattern and ecosystem service value changes for urbanization impacts at an eco-regional scale. *Applied Geography*, 34 : 295-305.
- Szuster, B.W., Chen, Q. & Borger, M., 2011. A comparison of classification techniques to support land cover and land use analysis in tropical coastal zones. *Applied Geography*, 31(2) : 525-532.
- Tambwe N.A., 2015. Urban agriculture, land sustainability. The case of Lubumbashi. In *Territoires périurbains: Développement, enjeux et perspectives dans les pays du sud.*; Bogaert, J., Halleux, J.M., Eds.; Les Presses Agronomiques de Gembloux: Gembloux, Belgique, 2015; pp. 153–162. Available online: <http://orbi.ulg.ac.be/handle/2268/188554>
- Tarter A., 2016. Haiti is covered with trees. EnviroSociety, Available at <http://www.envirosociety.org/2016/05/haiti-is-covered-with-trees/>
- Tchékoté H. & Ngouanet, C. 2015. Périurbanisation anarchique et problématique de l'aménagement du territoire dans le périurbain de Yaoundé. In *Territoires Périurbains: Développement, Enjeux et Perspectives Dans les Pays du Sud*; Bogaert, J., Halleux, J.M. Eds.; Les presses agronomiques de Gembloux: Gembloux, Belgique,; pp. 259–270. Available online: <http://orbi.ulg.ac.be/handle/2268/188554>.
- Terrasson, D., Luginbühl, Y., & Howard, P. (Eds.), 2015. *Landscape and sustainable development: the French perspective*. Ashgate Publishing, Ltd.
- Terrier M., Francon J. P., Bertil D., Chene F., Desprats J.F., Lecacheux S., Leroy S., Stollsteiner P., Bouc O. & Prepetit C., 2015. Atlas des menaces naturelles en Haïti, BRGM, CIAT, Banque mondiale, 78p.
- Tews, J., Brose, U., Grimm, V., Tielbörger, K., Wichmann, M., Schwager, M. & Jeltsch, F., 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography*, 31(1): 79–92.
- The World Bank. *World Development Report. 1984: Recovery or Relapse in the World Economy? Population Change and Development, Population Data Supplement, World Development Indicators*; Oxford University Press: Oxford, UK, 1984. <https://doi.org/10.1596/0-1952-0460-3>
- Théodat J.-M., 2013. Port-au-Prince en sept lieues. *Outre-Terre* **2013**, 1, 123. <https://doi.org/10.3917/oute.035.0123>.
- Tilman, D., Fargione, J., Wolff, B., D'Antonio, C., Dobson, A., Howarth, R., et al., 2001. Forecasting agriculturally driven global environmental change. *Science*, 292(5515), 281–284

- Tischendorf, L. & Fahrig, L., 2000. How should we measure landscape connectivity? *Landscape Ecology*, 15: 633-641.
- Toyi, M. S., Barima, Y. S. S., Mama, A., André, M., Bastin, J.-F., De Cannière, C., Sinsin, B. & Bogaert, J. (2013). Tree Plantation Will Not Compensate Natural Woody Vegetation Cover Loss in the Atlantic Department of Southern Benin. *Tropicultura*, 1 : 62-70.
- Trefon, T. & Kabuyaya, N., 2015. Les espaces périurbains en Afrique centrale. In Bogaert J. & Halleux J.M. (Eds). *Territoires périurbains : développement, enjeux et perspectives dans les pays du sud*. Les presses agronomiques de Gembloux, Gembloux, Belgique, pp 33-42.
- Trefon, T., 2011. Urban – Rural Straddling Conceptualizing the Peri-urban in Central Africa. *Journal of Developing Societies*, 3&4 : 421–443.
- Troll, C., 1939. Luftbildplan und ökologische Bodenforschung. *Zeitschrift der Gesellschaft für Erdkunde zu Berlin*: 241-298.
- Tsewoue M.R., Tchamba. M., Avana M.L. & Tanougong A.D., 2020. Dynamique spatio-temporelle de l'occupation du sol dans le Moungo, Région du Littoral, Cameroun : influence sur l'expansion des systèmes agroforestiers à base de bananiers. *Int. J. Biol. Chem. Sci.*, **14**(2): 486-500, 2020. DOI: [10.4314 / ijbcs.v14i2.15](https://doi.org/10.4314/ijbcs.v14i2.15)
- Turan S.O., Kadioğullari A.I. & Günlü A., 2010. Spatial and temporal dynamics of land use pattern response to urbanization in Kastamonu. *Afr. J. Biotechnol.*, **9**, 5, 640-647
- Turner, M. G., O'Neill, R. V., Gardner, R. & Milne, T., 1989. Effects of changing spatial scale on the analysis of landscape pattern. *Landscape Ecology*, 3: 153-162.
- Turner, M. G., 1989. Landscape Ecology: The effect of Pattern on Process. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 20: 171-197.
- UICN, 2000. Aires protégées Avantages sans frontières: La CMAP en action. Commission Mondiale Des Aires Protégées, 19 p.
- ICN, 2012. *Définition et catégories d'aires protégées : un rapide rappel.... Nouvelles Des Aires Protégées En Afrique (NAPA)*. African Protected Areas, N°59, 1–12.
- UNEP, 2013. *GEO-5: Environment for the future we want*. Progress Press, Malta
- UNEP-WCMC, IUCN, & NGS, 2020. *Protected Planet Live Report 2020*. Technical report, UNEP-WCMC, IUCN and NGS, Cambridge UK; Gland, Switzerland and Washington, D.C., USA.
- UNEP-WCMC, 2007. *État des aires protégées dans le monde*. Bilan Annuel Des Progrès Mondiaux En Matière de Conservation, Cambridge, 40 p.
- UNEP-WCMC, 2018. *Liste des Nations Unies des aires protégées 2018. Supplément Sur l'efficacité de La Gestion Des Aires Protégées*. UNEP-WCMC : Cambridge, Royaume-Uni., (ISBN/ 978-92-807-3718-9), 72 p.
- UN-Habitat, 2014. *L'état des villes africaines 2014. Réinventer la transition urbaine*. UN-Habitat. 278 p.
- UN-HABITAT (2009). *Strategic citywide spatial planning: A situational analysis of metropolitan Port-au-Prince, Haiti* Nairobi: UN-Habitat.

- United Nations, 2016. Etat de la population mondiale en 2016. https://www.unfpa.org/sites/default/files/pub-pdf/The_State_of_World_Population_2016_-_French.pdf
- United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division. World Urbanization Prospects: The 2014 Revision, Highlights (ST/ESA/SER.A/352), 2014; 493 p. Available online: <https://population.un.org/wup/publications/files/wup2014-report.pdf>.
- UN-REDD, 2012a. *Etude qualitative sur les causes de la déforestation et de la dégradation des forêts en République Démocratique du Congo*, UN-REDD PROGRAMME.
- UN-REDD, 2012b. *Synthèse des études sur les causes de la déforestation et de la dégradation des forêts en République Démocratique du Congo*, UN-REDD PROGRAMME
- USAID, 2006. *Vulnérabilité environnementale en Haïti : Conclusions et recommandations*. US Forest Service, 150 p c: http://pdf.usaid.gov/pdf_docs/Pnadr457.pdf
- Useni, S.Y., Boisson, S., Cabala, K., Nkuku, K.C., Malaisse, F., Halleux, J-M., Munyemba, K.F. & Bogaert, J., 2020. Dynamique de l'occupation du sol autour des sites miniers le long du gradient urbain-rural 4 de la ville de Lubumbashi, RD Congo. *Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement*, 44(1) : 1-14. <https://popups.uliege.be/1780-4507/index.php?id=18306>
- Useni S. Y., 2017. Analyse spatio-temporelle des dynamiques d'anthropisation paysagère le long du gradient urbain-rural à Lubumbashi (Haut-Katanga, République Démocratique du Congo). Thèse de doctorat, Université de Lubumbashi (République Démocratique du Congo), 205 p
- Useni S. Y., André M., Mahy, G., Cabala K. S., Malaisse F., Munyemba K. F. & Bogaert J., 2018a. Interprétation paysagère du processus d'urbanisation à Lubumbashi (RD Congo): Dynamique de la structure spatiale et suivi des indicateurs écologiques entre 2002 et 2008. In Bogaert J., Colinet G. & Mahy G. (Eds.). *Anthropisation des paysages katangais*. Gembloux, Belgique: *Presses Agronomique de Gembloux*, pp 281-296. Disponible en ligne: <http://hdl.handle.net/2268/194483> or <https://popups.uliege.be/2295-8010/index.php?id=1094&file=1>
- Useni S. Y., Sambieni K. R, Marechal J., Ilunga w. I. E., Malaisse F., Bogaert J. & Munyemba K.i F., 2018b. Changes in the Spatial Pattern and Ecological Functionalities of Green Spaces in Lubumbashi (Democratic Republic of Congo) in Relation With the Degree of Urbanization. *Trop. Conserv. Sci.*, **11**, 1–17
- Useni S.Y., Cabala K.S., Malaisse F., Nkuku K.C., Amisi M.Y., Bogaert J. & Munyemba K.F., 2017b. Vingt-cinq ans de monitoring de la dynamique spatiale des espaces verts en réponse à l'urbanisation dans les communes de la ville de Lubumbashi (Haut-Katanga, R.D. Congo). *Tropicultura*, **35**, 4, 300-311. <http://hdl.handle.net/2268/227664>

- Useni S.Y., Malaisse F., Cabala K.S., Bogaert J. & Munyemba K.F., 2017a. Le rayon de déforestation autour de la ville de Lubumbashi (Haut-Katanga, RD Congo): Synthèse. Note technique. *Tropicultura*, 3: 215-221.
- Valette, É. & Dugué, P., 2017. L'urbanisation, Facteur de Développement Ou d'exclusion de l'agriculture Familiale En Périphérie Des Villes : Le Cas de La Ville de Meknès, Maroc. *vertigo*, doi:[10.4000/vertigo.18413](https://doi.org/10.4000/vertigo.18413).
- Vejre, H., Jensen, F. S., & Thorsen, B. J., 2010. Demonstrating the importance of intangible ecosystem services from peri-urban landscapes. *Ecological Complexity*, 7(3), 338–
- Vermeiren K., Van Rompaery A., Loopmans M., Serwajja E. & Mukwaya P., 2012. Urban growth of Kampala, Uganda: pattern analysis and scenario development. *Landscape and urban planning*, **106**, 199-206.
- Vermeulen, C., Dubiez, E., Proce, P., Mukumary, S.D., Yamba Yamba, T., Mutambwe, S., Peltier, R., Marien, J-N. & Doucet, J-L., 2011. Enjeux fonciers, exploitation des ressources naturelles et forêts des communautés locales en périphérie de Kinshasa, RDC. *Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement*, 15(4) : 535-544
- Véron, J., 2008. Enjeux économiques, sociaux et environnementaux de l'urbanisation du monde. *Mondes en développement*, 142, 39-52. <https://doi.org/10.3917/med.142.0039>
- Versluis A & Rogan J., 2010. Mapping land-cover change in a Haitian watershed using a combined spectral mixture analysis and classification tree procedure. *Geocarto Int.*, **25**: 85–103. DOI: <https://doi.org/10.1080/10106040902977584>
- Vital, J.A. Land Use/Cover Change Using Remote Sensing and Geographic Information Systems : Pic Macaya National Park, Haiti. Master's Thesis, Michigan Technological University, Houghton, Michigan, 2008. <https://doi.org/10.37099/mtu.dc.etsd/138>.
- Vizzari, M., & Modica, G., 2013. Environmental effectiveness of swine sewage management: A multicriteria AHP-based model for a reliable quick assessment. *Environmental Management*, 52(4), 1023–1039. <http://dx.doi.org/10.1007/s00267-013-0149-y>
- Vos, C.C., Verboom, J., Opdam, P.F.M. & Ter Braak, C.J.F., 2001. Toward ecologically scaled landscape indices. *American Naturalist*, 157 (1): 24-41.
- Vranken, I., Kabulu Djibu, J.P., Munyemba Kankumbi, F., Mama, A., Iyongo Waya Mongo, L., Bamba, I., Laghmouch, M. & Bogaert, J., 2011. Ecological impact of habitat loss on African landscapes and diversity. In: Daniels JA (ed) *Advances in environmental research*, volume 14. Nova Science Publishers, Hauppauge, pp 365-388.
- Vranken, I., Amisi, Y.M., Munyemba, F., Bamba, I., Veroustraete, F., Visser, M. & Bogaert, J., 2013. The Spatial Footprint of the Non-ferrous Mining Industry in Lubumbashi. *Tropicultura*, 31(1): 22-29
- Vranken, I., Baudry, J., Aubinet, M., Visser, M. & Bogaert, J., 2015. A review on the use of entropy in landscape ecology: heterogeneity, unpredictability,

- scale dependence and their links with thermodynamics. *Landscape Ecology*, 30(1): 51–65
- Wainger L.A., King D.M., Mack R.N., Price E.W. & Maslin T., 2010. Can the concept ecosystem services be practically applied to improve natural resource management decisions? *Ecol. Econ.*, **69**, 978-987. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.12.011>
- Walker R.T., 1987. Land use transition and deforestation in developing countries. *Geographical Analysis*, 19: 18–30.
- Warrens, M. J., 2015a. Relative quantity and allocation disagreement measures for category-level accuracy assessment, *International Journal of Remote Sensing*, 36 (23): 5959-5969.
- Warrens, M. J., 2015b. Properties of the quantity disagreement and the allocation disagreement, *International Journal of Remote Sensing*, 36 (5): 1439-1446
- Watson, J. E. M., Dudley, N., Segan, D. B., and Hockings, M., 2014. The performance and potential of protected areas. *Nature*, 515(7525):67–73.
- Weeks, J.R., 2010. Defining Urban Areas. In *Remote Sensing of Urban and Suburban Areas*; Remote Sensing and Digital Image Processing; Rashed, T., Jürgens, C., Eds.; Springer: Dordrecht, Netherlands; Volume 10, pp. 33–45. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-4385-7_3.
- Weih, R. C. & Riggan, N. D. 2010. Object-based classification vs. pixel-based classification: comparative importance of multi-resolution imagery. *The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, XXXVIII
- Weng, Q.H., 2002. Land use change analysis in the Zhujiang Delta of China using satellite remote sensing, GIS and stochastic modelling. *Journal of Environmental Management*, 64 (3): 273-284.
- White, J., Shao, Y., Kennedy, L. M. & James, B., 2013. Campbell Landscape Dynamics on the Island of La Gonave, Haiti, 1990–2010. *Land*, **2**, 493-507. DOI: <https://doi.org/10.3390/land2030493>
- Whitmore, J., Gajewski, K., Sawada, M., Williams, J. W., Shuman, B., Bartlein, P. J., ... & Brubaker, L. (2005). Modern pollen data from North America and Greenland for multi-scale paleoenvironmental applications. *Quaternary Science Reviews*, 24(16-17), 1828-1848.
- Wiens, J.A., 1999. Landscape ecology : the science and the action. *Landscape Ecology*, 14(2): 103- 103.
- Wilson, J.S., Brothers, T.S. & Marciano, E.J., 2001. Remote Sensing of Spatial and Temporal Vegetation Dynamics in Hispaniola: A Comparison of Haiti and the Dominican Republic. *Geocarto Int.*, **16**, 7–18. <https://doi.org/10.1080/10106040108542188>
- Worboys, G. L., 2018. Concept, Objectifs et Défis/ CMAP/UICN/CDB. *Chapitre 2. Gouvernance et Gestion Des Aires Protégées*. Canberra : ANU, 1–36.
- World Risk Report, 2015. The food Security. World Risk Report, United Nations University. UNU-EHS, 74p. Disponible sur : http://www.worldriskreport.org/fileadmin/WRB/PDFs_und_Tabellen/WRR_2015_engl_online.pdf.

- Wu J., Jelinski E.J., Luck M. & Tueller P.T., 2000. Multiscale analysis of landscape heterogeneity: Scale variance and pattern metrics. *Geographic Information Sciences*, 6(1) : 6 – 16.
- Wu, J., He, C., Huang, G. & Yu D., 2013. Urban landscape ecology: Past, present, and future. In Fu B. & Jones K.B. (Eds). *Landscape ecology for sustainable environment and culture. Springer Netherlands*, pp 37-53.
- Wu, J.G., 2013. Landscape sustainability science: ecosystem services and human well-being in changing landscapes. *Landscape Ecology*, 28(6): 999–1023.
- Xiao et al., 2006
- Xie, G., Li, W., Xiao, Y., Zhang, B., Lu, C., An, K., ... & Wang, J., 2010. Forest ecosystem services and their values in Beijing. *Chinese Geographical Science*, 20, 51-58.
- Huan, Y., Xiangmeng, L., Bo, K., Ruopu, L., Guangxing, W., 2019. Landscape ecology development supported by geospatial technologies: *Ecological Informatics*, 51, 185-192, ISSN 1574-9541, <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2019.03.006>.
- Yu, X.J. & Ng, C.N., 2007. Spatial and temporal dynamics of urban sprawl along two urban– rural transects: A case study of Guangzhou, China. *Landscape and Urban Planning*, 79(1): 96-109.
- Zhang J.A., Pu L.J., Peng B.Z. & Gao Z.G., 2011. The impact of urban land expansion on soil quality in rapidly urbanizing regions in China: Kunshan as a case study. *Environmental Geochemistry and Health*, 33(2): 125-135.
- Zerga A., Warkineh B., Teketay D., Woldetsadik M. & Sahle, M., 2021. Land Use and Land Cover Changes Driven by Expansion of Eucalypt Plantations in the Western Gurage Watersheds, Central-south Ethiopia. *Trees, Forests and People*, <https://doi.org/10.1016/j.tfp.2021.100087>
- Zhou X. & Wang Y-C., 2011. Spatial–temporal dynamics of urban green space in response to rapid urbanization and greening policies. *Landscape and Urban Planning*, 100: 268– 277.
- Zurqani, H.A.; Post, C.J.; Mikhailova, E.A.; Schlautman, M.A. & Sharp, J.L., 2018. Geospatial Analysis of Land Use Change in the Savannah River Basin Using Google Earth Engine. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 69, 175–185, doi:[10.1016/j.jag.2017.12.006](https://doi.org/10.1016/j.jag.2017.12.006).