



Pressions anthropiques et dynamique des habitats naturels de la Réserve Transfrontalière de Biosphère du W-Bénin

Azizou EL-HADJ ISSA¹, Dossou Sèblodo Judes Charlemagne GBEMAVO^{2,3}, Achille HOUNKPEVI³, Guy Apollinaire MENSAH⁴, Brice SINSIN¹

¹ Laboratoire d'Ecologie Appliquée, Faculté des Sciences Agronomiques, Université d'Abomey-Calavi, 01 BP 526, Cotonou, Bénin

² Unité de Biostatistique et de Modélisation (UBM), Faculté des Sciences et Techniques (FAST), Université Nationale des Sciences, Technologies, Ingénierie et Mathématiques (UNSTIM), BP 14, Dassa-Zoumé, Bénin

³ Laboratoire de Biomathématiques et d'Estimations Forestières, Faculté des Sciences Agronomiques, Université d'Abomey-Calavi, 04 BP 1525 Cotonou, Bénin

⁴ Laboratoire des Recherches Zootechnique, Vétérinaire et Halieutique (LRZVH), Centre de Recherches Agricoles d'Agonkanmey (CRA-Agonkanmey), Institut National des Recherches Agricoles du Bénin (INRAB), 01 BP 884 Recette Principale, Cotonou 01, Bénin

Emails : az_issa@yahoo.fr ; charlemagnebemavo@gmail.com ; hounkpeviachille@gmail.com ; mensahga@gmail.com ; bsinsin@gmail.com

Reçu le 30 Septembre 2021 - Accepté le 20 Décembre 2021 - Publié le 31 Décembre 2021

Anthropogenic pressures and dynamics of natural habitats in the Transboundary Biosphere Reserve of W-Benin

Abstract: Human pressures have accelerated the degradation of protected areas, especially in developing countries where populations depend heavily on forest resources. In order to limit the pressures on these areas, governance models are implemented. The present study aims to assess the impact of the governance experienced by the W Transboundary Biosphere Reserve of Benin (RTBW / B) induced by the different projects and programs implemented between 2000 and 2017 on its ecological integrity. Specifically, it aims to (i) analyze the spatio-temporal land cover dynamics units in the RTBW / B between 1990 and 2020; and (ii) assess the dynamics of pressure indicators (clearing, poaching, transhumance, illegal fishing, illegal logging) on the reserve from 1990 to 2020. For this, a supervised classification was made on Landsat 4 images for 1990, Landsat 7 for 2000 and Landsat 8 for 2020. In addition, a trend analysis of pressure indicators was made. The results showed that the RTBW / B landscape deteriorated sharply between 1990 and 2000 with annual rates of change, relatively low (between -0.002 and 0.336%) but reflecting a homogeneous dynamic of the landscape. On the other hand, between 2000 and 2020, a clear improvement in the land cover is observed and this is reflected particularly by the fact that mosaics of croplands and fallows have strongly regressed ($\Delta S < 0$ and $T_c = -0.822\%$). In addition, a regressive trend is globally noted for the pressure indicators over the period. All this could be seen as a positive impact of the action performed by the different projects/programs between 2000 and 2017. However, it is important to have data over long periods on the targeted protected areas in order to understand more the impacts of multiple projects and programs on their ecological integrity.

Keywords: Protected areas, anthropogenic pressures, Transboundary Biosphere Reserve of W, Landsat, Benin.

Résumé : Les pressions anthropiques ont accéléré la dégradation des aires protégées surtout dans les pays en voie de développement où les populations dépendent fortement des ressources forestières. Afin de limiter les pressions sur les aires protégées (AP), des modèles de gouvernance sont mis en œuvre. La présente étude vise à évaluer l'impact de la gouvernance induite par les différents projets / programmes connus par la Réserve Transfrontalière de Biosphère du W du Bénin (RTBW/B) entre 2000 et 2017 sur son intégrité écologique. De façon spécifique, elle vise à (i) analyser la variation spatio-temporelle des unités d'occupation des terres dans la RTBW/B entre 1990 et 2020 ; et (ii) évaluer la dynamique des indicateurs de

pression (défrichement, braconnage, transhumance, pêche illégale, exploitation forestière illégale) sur la réserve de 1990 à 2020. Pour cela, une classification supervisée a été faite sur des images Landsat 4 pour l'année 1990, Landsat 7 pour 2000 et Landsat 8 pour 2020. De plus, une analyse de la tendance des indicateurs de pression a été faite. Les résultats ont montré que le paysage de la RTBW/B s'est fortement dégradé entre 1990 et 2000 avec des taux annuels de changement, certes, relativement bas (entre -0,002 et 0,336 %) mais traduisant une dynamique homogène du paysage. Par contre, entre 2000 et 2020, une nette amélioration du couvert végétal est observée et ceci se traduit notamment par le fait que les mosaïques de champs et jachères ont fortement régressé ($\Delta S < 0$ et $T_c = -0,822\%$). De plus, une tendance régressive est globalement notée pour les indicateurs de pression sur la période. Tout ceci pourrait traduire un impact positif des actions des différents projets/programmes mis en œuvre entre 2000 et 2017. Toutefois, il est important de disposer de données sur de longues périodes sur les aires protégées bénéficiaires afin de mieux appréhender les impacts des multiples projets et programmes sur leur intégrité écologique des aires protégées.

Mots clés : Aires protégées, pressions anthropiques, Réserve Transfrontalière de Biosphère du W, Landsat, Bénin.

1. Introduction

La conservation de la diversité biologique est un impératif pour permettre aux générations présentes et futures de bénéficier des services offerts par les écosystèmes. Pour cela, les aires protégées ont été vite perçues comme un mécanisme efficace pour y parvenir (Geldmann et al., 2013). Parmi les six catégories d'aires protégées (Dudley, 2008), les parcs nationaux (PN) sont d'une importance capitale car ils permettent de combiner plusieurs objectifs de gestion à savoir : la conservation de la diversité spécifique et génétique, la fourniture des services environnementaux, l'écotourisme et la récréation, la conservation de la vie sauvage, la préservation des attributions naturelles et culturelles, l'éducation et la recherche scientifique (Green & Paine, 1997). Malheureusement, la forte croissance démographique de ces dernières décennies et l'expansion de la demande d'aliments, de fibres et de combustibles qui s'en est suivie ont accéléré le défrichement des forêts surtout dans les pays en voie de développement où les populations dépendent fortement des ressources forestières (Kombate et al., 2020). Cette situation n'épargne pas les aires protégées. De 2005 à 2015, la superficie des forêts béninoises a régressé de 7,6 et 5,9 millions d'hectares soit une perte de superficie de 14% et un taux de déforestation de 1,4% par an sur la période (OSFACO, 2019 ; World Bank Group, 2020).

Afin de renforcer l'efficacité de ces aires protégées, divers modèles de gouvernance sont souvent mis en œuvre. Mais généralement les impacts positifs peinent à être visibles. L'intégrité écologique est un critère d'évaluation qui peut permettre d'apprécier la gouvernance des parcs nationaux. Tout comme en santé, les écosystèmes, où il y a intégrité, ne présentent pas de signes de perturbations. Malheureusement, une évaluation de l'intégrité écologique notamment dans les AP en Afrique subsaharienne ne sera pas aisée à cause du manque criard de données sur ces aires. Le projet

régional ECOPAS a été mis en œuvre dans la RTBW/B à partir de l'an 2000, d'où le choix de la période 2000-2017. Il faut noter que si ECOPAS s'est achevé vers les années 2008, à partir de cette période à 2017 beaucoup d'autres projets de moindre envergure se sont succédés. Cette période a été ciblée pour cette étude notamment à cause du nombre relativement élevé d'initiatives entreprises pour améliorer la gestion de la réserve. En effet, la Réserve Transfrontalière de Biosphère du W du Bénin (RTBW/B) fait partie du vaste écosystème sous régional W-Arli-Pendjari-Oti-Kéran-Mandori (WAP) assurant un continuum pour la diversité biologique. Malgré son importance notamment sur les plans écologique et social, cette réserve subit aussi des pressions de tout ordre (Vermeulen, 2004 ; Avakoudjo et al., 2014). Afin de réduire ces pressions et contribuer à la meilleure gestion de cette réserve plusieurs actions d'envergure aussi bien nationale que sous-régionale ont été pensées et mises en œuvre.

En effet, en exécution de la déclaration de Tapoa (Niger), la gouvernance de la RTBW/B intègre une dimension régionale avec un cadre tripartite et une orientation concertée et convergente des approches de gestion entre les trois pays qui ont en partage la RTB/W (le Bénin, le Niger et le Burkina Faso). Dès lors, les projets / programmes qui ont suivi depuis 2001 à savoir : le Programme de Conservation Parc W – ECOPAS (2000-2008), le Projet Régional WAP (2009-2013), le Programme d'Appui aux Parcs de l'Entente (PAPE) (2013-2016), et le Projet d'Appui à la Gestion des Aires Protégées (PAGAP) (2011-2017) ont travaillé à renforcer ce choix de gouvernance. Ils ont consacré l'élaboration et la mise en application d'un accord de cogestion entre les trois pays, puis l'élaboration et l'exécution de deux plans d'aménagement et de gestion de la RTB/W dont la dernière a démarré en 2017 et court jusqu'en 2026.

La présente étude (i) analyse la dynamique spatio-temporelle des unités d'occupation des terres, notamment du front agricole dans la RTBW/B entre 1990 et 2020 ; et (ii) évalue la dynamique des indicateurs de

La RTBW/B est réputée pour son potentiel floristique et faunique et son attrait touristique. Elle est d'ailleurs classée au patrimoine de l'UNESCO. Les derniers inventaires réalisés lors du projet Écosystèmes Protégés en Afrique Soudano-Sahélienne -ECOPAS (Billand et al., 2005) font état de :

- Plus de 500 espèces végétales ;
- 80 espèces de mammifères dont les plus emblématiques sont l'éléphant, le buffle, le lamantin, le cob de Buffon, le cob defassa, le cob redunca, le damalisque, le bubale, l'hippopotame, l'hippotrague, le lion, le guépard et une diversité de singes ;
- 360 espèces d'oiseaux d'origine africaine ou paléo-arctique, dont l'aigle pêcheur, l'aigle bateleur, l'oie de Gambie, le héron cendré, la grande outarde d'Afrique, la cigogne serpentine, le grand Calao d'Abyssinie, la grue couronnée, le vautour huppé, les martins pêcheurs ;
- 150 espèces de reptiles et amphibiens tels que le crocodile, le python de Sebae, la vipère hurlante, le naja, le varan du Nil, la tortue de rocher, les tortues aquatiques, etc. ;
- Plus de 100 espèces de poissons, dont certaines n'existent plus aujourd'hui que dans les aires protégées : *Synodontis* sp, *Tilapia* sp, *Hydracon* sp, *Lates* sp, *Labeo* sp, *Bagrus* sp, *Slestes* sp, *Heterotis* sp, etc. ;
- Un nombre non déterminé d'invertébrés, d'insectes, d'araignées.

2.2. Analyse de la dynamique spatio-temporelle des unités d'occupation des terres

Une analyse d'images satellitaires a été faite pour apprécier la dynamique des unités d'occupation du sol (Forêt dense, Forêt galerie, Forêt claire, Savane arborée et arbustive, Mosaïque de Champs et Jachères, Sol nu, Surface rocheuse (OSFACO, 2019)). Pour cela, des images satellitaires Landsat ont été téléchargées du site USGS Glovis (<http://glovis.usgs.gov/>). Au total, trois images de résolution spatiale de 30 m ont été considérées pour l'étude diachronique. Il s'agit d'une image Landsat de février 1990 (Landsat 4 TM), correspondant à une situation avant le modèle de gouvernance, une image de Landsat février 2000 (Landsat 7 ETM), correspondant au démarrage du modèle de gouvernance et une image Landsat de février 2020 (Landsat 8 OLI TIRS), correspondant à une situation après le modèle de gouvernance. Chacune des images correspond à une scène couvrant entièrement le Parc National W/Bénin (PNW/B), c'est-à-dire, le noyau central de la RTBW/B (path 192 et row 52).

En guise de pré-traitement, une correction géométrique des images satellitaires acquises a été d'abord effectuée pour faciliter la superposition des images en

vue des comparaisons. Après, cette correction une classification supervisée des images a été réalisée avec le logiciel ENVI 4.7. L'algorithme paramétrique du maximum de vraisemblance a été choisi pour produire des fichiers matriciels classifiés. Cet algorithme se base sur la valeur de la probabilité d'appartenance aux différentes classes sur la base des vecteurs moyens et de la matrice des variances et covariances pour tous les canaux afin d'affecter les différents pixels à la classe la plus vraisemblable selon le risque d'erreur tolérée. Le risque retenu ici est $P = 0,05$. Ceci a permis d'obtenir des images préliminaires de la couverture végétale de la RTBW/B pour les trois années 1990, 2000 et 2020. Ces images ont été affinées à l'aide des points contrôle de terrain (Dimobe et al., 2017).

La collecte des points de référence a été faite sur le terrain en février 2020. Ceci a permis d'affiner les images préliminaires. Lors de cette mission de contrôle, quatorze transects de 3 km chacun ont été parcourus à la recherche des points caractéristiques. Les points de départ de ces transects sont représentés sur la carte de la figure 2. Les coordonnées GPS des sommets de polygones d'au moins 100 m² ont été prises dans toutes les unités d'occupation rencontrées le long des transects. Ces polygones ont été considérés comme les régions d'intérêt pour la validation de la classification.

L'évaluation de la pertinence des classifications a été faite en comparant les données du contrôle terrain aux résultats du traitement des images à travers la réalisation des matrices de confusion (1990, 2000 et 2020). Deux niveaux de précision ont été déterminés pour apprécier la pertinence des classifications. Il s'agit de la précision globale qui caractérise la proportion de pixels bien classés, et du coefficient Kappa qui caractérise le rapport entre les pixels bien classés et le total des pixels sondés. Le coefficient Kappa fournit des informations sur l'accord entre les données à classer et les données de référence (Congalton, 1991).

Après la validation des classifications, les images classifiées sous format raster ont été vectorisées dans le logiciel Envi 4.7 avant leur exportation dans le logiciel ArcGIS 10.4 pour l'élaboration des cartes d'occupation du sol pour chacune des années (1990, 2000 et 2020). Les statistiques de l'occupation du sol ont été calculées à l'aide d'une feuille de calcul Excel suivie de l'analyse diachronique (progression ou déclin) de chaque unité d'occupation des terres de 1990, 2000 et 2020. La variation de la superficie d'une unité d'occupation des terres entre deux années est donnée par $\Delta S = S_{t2} - S_{t1}$. Elle permet d'apprécier le sens du changement entre deux années au niveau de chaque unité d'occupation ($\Delta S = 0$ indique qu'il y a stabilité ; $\Delta S < 0$ indique un déclin ; $\Delta S > 0$ indique une progression).

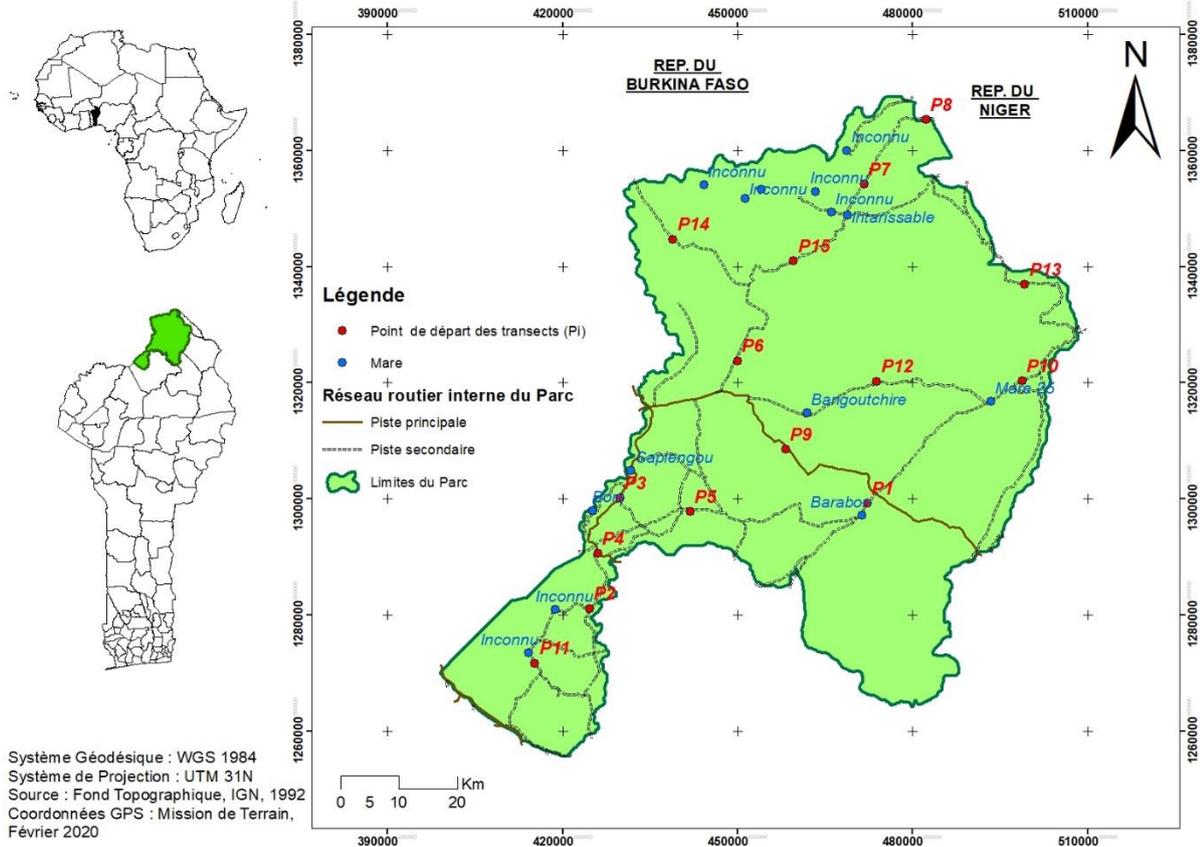


Figure 2. Répartition spatiale des points de départ des transects

Figure 2. Spatial distribution of the starting points of transects

Le taux de changement (T_c) d'une unité d'occupation donnée a été aussi déterminé entre deux années. Il exprime la proportion de chaque unité de végétation naturelle qui change chaque année et est calculé à partir de la formule suivante (Abba, 2013) :

$$T_c = \left[\frac{S_{t_2} - S_{t_1}}{S_{t_1}} \times 100 \right] / I$$

avec S_{t_1} et S_{t_2} la superficie de l'unité à l'année t_1 et t_2 respectivement et I le nombre d'années entre t_1 et t_2 .

Sur la base des cartes d'occupation établies pour chacune des années, les indices de la structure spatiale suivants ont été calculés afin d'apprécier la dynamique des unités d'occupation avec un accent particulier sur le front agricole :

- *Nombre de fragments (NF)* : il fournit des informations sur la fragmentation d'une classe entre deux périodes. Une évolution du nombre de fragments d'une classe peut être due à la fragmentation de cette classe entre les deux périodes (Davidson, 1998) ;
- *Densité de fragments (DF, fragments/ha)* : il correspond au nombre de fragments de la classe de

- l'unité d'occupation du sol (NF) divisé par la superficie totale du paysage ;
- *La superficie totale de l'unité d'occupation (ST, ha)*: elle est obtenue par la somme des superficies des fragments de l'unité ;
- *Pourcentage de l'unité d'occupation (PUO, %)* : Il mesure la proportion du paysage occupé par l'unité d'occupation des terres et donne une idée de la dominance des types d'occupation ;
- *L'indice du plus grand fragment (IGF, %)*: C'est le rapport de la superficie du plus grand fragment de chaque unité d'occupation des terres sur la surface du paysage. Les grandes valeurs de cet indice indiquent une forte dominance d'un seul fragment pour l'unité d'occupation.

2.3. Evaluation de la dynamique des indicateurs de pression dans la réserve

Les données relatives aux indicateurs de pression (défrichement, braconnage, transhumance, pêche illégale, exploitation forestière illégale, etc.) ont été extraites des rapports annuels et des procès-verbaux de saisie. Ainsi, les bases de données existantes au niveau

de la Direction de la Réserve ont été consultées. De ces bases, les données relatives aux délits et saisies (nombre, nature du délit) ont été relevées par année. Il faut noter que les données complètes disponibles ne couvraient que la période de 2013 à 2019. Pour cela, une courbe de tendance n'a pu être établie dans le classeur Excel que pour cette période.

3. Résultats

3.1. Dynamique spatio-temporelle des unités d'occupation des terres et pertinence des classifications

De façon globale, les trois classifications ont une bonne pertinence. Elles sont de très bonne qualité avec une précision globale de 88,84%, 95,61% et 99,99% respectivement pour 1990, 2000 et 2020. Quant au coefficient Kappa, il révèle aussi une très bonne qualité des classifications avec des valeurs au-delà de 70% (85%, 96% et 99% pour 1990, 2000 et 2020 respectivement).

3.2. Dynamique des unités d'occupation des terres

Comme tout système naturel, les unités d'occupation des terres ont connu une dynamique entre 1990, 2000 et 2020. Par exemple, entre 1990 et 2000, toutes les unités d'occupation à l'exception des mosaïques de champs et jachères ont connu un déclin ($\Delta S < 0$) avec des taux annuels de changement variant de -0,002 % (savane arborée et arbustive) à -0,056 % (Forêt claire). Dans cette même période, les mosaïques de champs et jachères ont connu une progression ($\Delta S > 0$), avec un gain d'environ 1560 ha, soit un taux annuel de changement de 0,336 % (Tableau 1). Entre 2000 et 2020, la savane arborée et arbustive d'une part et la surface rocheuse d'autre part ont connu une progression ($\Delta S > 0$) avec des taux annuels de changement respectif de 2,742 % et 12,656 %. Toutes les autres unités d'occupation ont connu une régression ($\Delta S < 0$) avec des taux annuels de changement entre -0,67 % (forêt dense) et -3,29 % (Forêt galerie) (Tableau 1)

Tableau 1. Paramètres de la dynamique des unités d'occupation des terres

Table 1. Parameters of the dynamics of land cover units

Unités d'occupation des terres	S ₁₉₉₀ (ha)	S ₂₀₀₀ (ha)	S ₂₀₂₀ (ha)	Tc _{1990_2000} (%)	ΔS _{1990_2000}	Tc _{2000_2020} (%)	ΔS _{2000_2020}
Forêt claire	206842,95	205688,79	151431,12	-0,056	-1154,16	-1,32	-54257,67
Forêt dense	70489,98	70338,87	60846,03	-0,021	-151,11	-0,67	-9492,84
Forêt galerie	26975,97	26883,54	9210,78	-0,034	-92,43	-3,29	-17672,76
Mosaïque de champs et jachères	46397,16	47957,67	40073,40	0,336	1560,51	-0,822	-7884,27
Savane arborée et arbustive	462634,29	462556,62	716216,58	-0,002	-77,67	2,742	253659,96
Surface nue	28203,30	28149,30	11140,02	-0,019	-54,00	-3,021	-17009,28
Surface rocheuse	3599,82	3568,68	12601,89	-0,087	-31,14	12,656	9033,21

S₁₉₉₀ = Superficie de l'unité en 1990 ; S₂₀₀₀ = Superficie de l'unité en 2000 ; S₂₀₂₀ = Superficie de l'unité en 2020 ; Tc = Taux annuel de changement ; ΔS = Variation de la superficie de l'unité

3.2.1. Structuration spatiale des unités d'occupation des terres

De façon globale, entre 1990 et 2020 les unités d'occupation des terres ont connu moins de fragmentation avec des spécificités pour chacune des périodes. Pour l'ensemble des unités d'occupation à l'exception des mosaïques de champs et jachères, la savane arborée et arbustive et la surface rocheuse, la réduction de la fragmentation est relativement faible entre 1990 et 2000 alors qu'elle est nettement plus prononcée entre 2000 et 2020 pour toutes les unités d'occupation sauf la surface rocheuse. Cette réduction de la fragmentation est mise en exergue par la diminution du nombre de fragments (Tableau 2). Par exemple, le nombre de fragments au niveau des mosaïques de champs et jachères passe de 1553 en 1990 à 1654 fragments en 2000 et de 1654

fragments à 272 en 2020. Ces fragments se retrouvent ainsi moins dispersés dans la réserve en 2020, en 2000 qu'en 1990 (Figures 3, 4 et 5). En 2020, les champs et jachères se retrouvent concentrés dans la partie nord de la réserve le long de l'axe Mékrou-Kofounou (Figure 5). Les densités de fragments suivent la même dynamique. Quelle que soit l'année, la savane arborée et arbustive est l'unité la plus représentée avec une proportion relative (PUO) variant de 54,74% en 1990 à 71,51% en 2020. La proportion relative des champs et jachères a régressé en passant de 5,49% en 1990, à 5,67% en 2000 et à 4% en 2020. L'indice du plus grand fragment révèle qu'en 2020, les mosaïques de champs et jachères sont dominées par un grand bloc (IGF = 3,91 %) ceci renforce les observations relatives à la faible fragmentation de cette unité entre 1990 et 2020.

Tableau 2. Indices de structure spatiale des unités d'occupation des terres

Table 2. Spatial structure indices of land cover units

Unités d'occupation	Années	Indices de structure spatiale				
		NF	DF, fragments/ha	ST, ha	PUO, %	IGF, %
Forêt Claire	1990	11.843	1,4	206.842,95	24,47	11,3
	2000	11.753	1,39	205.688,79	24,34	10,47
	2020	7.240	0,72	151.431,12	15,12	7,43
Forêt Dense	1990	17.420	2,06	70.489,98	8,34	0,54
	2000	17.381	2,06	70.338,87	8,32	0,42
	2020	8615	0,86	60.846,03	6,08	0,85
Forêt Galerie	1990	10.906	1,29	26.975,97	3,19	0,23
	2000	10.876	1,29	26.883,54	3,18	0,20
	2020	1.893	0,19	9.210,78	0,92	0,17
Mosaïque de Champs et Jachères	1990	1.553	0,18	46.397,16	5,49	2,88
	2000	1.654	0,20	47.957,67	5,67	2,43
	2020	272	0,03	40.073,4	4,00	3,91
Savane arborée et arbustive	1990	21.110	2,5	462.634,29	54,74	31,14
	2000	21.201	2,51	462.556,62	54,73	33,51
	2020	3.663	0,37	716.216,58	71,51	57,9
Surface nue	1990	8.858	1,05	28.203,3	3,34	0,1
	2000	8.829	1,04	28.149,3	3,33	0,1
	2020	3.653	0,36	11.140,02	1,11	0,04
Surface Rocheuse	1990	1.181	0,14	3.599,82	0,43	0,05
	2000	1.177	0,14	3.568,68	0,42	0,05
	2020	4.636	0,46	12.601,89	1,26	0,03

NF = Nombre de fragments ; DF = Densité de fragments ; ST = Superficie totale ; PUO = Pourcentage de l'unité d'occupation ; IGF = indice du plus grand fragment.r

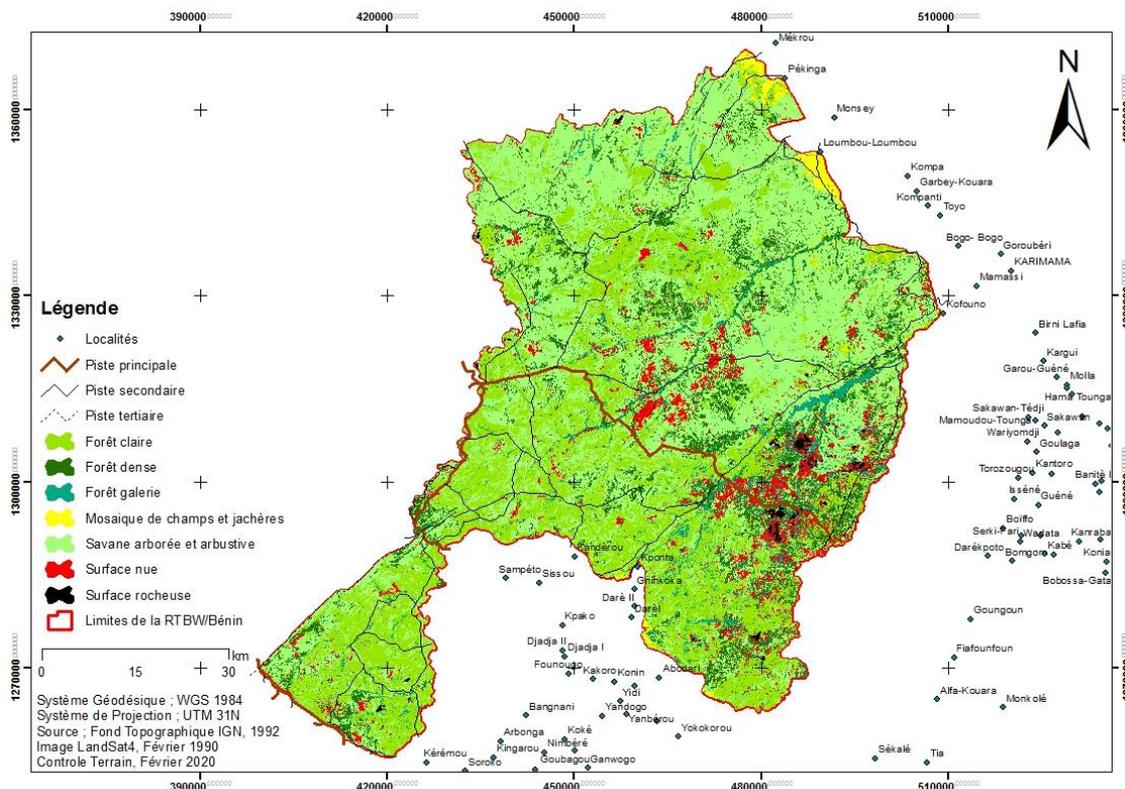


Figure 3. Carte d'occupation des terres au sein de RTBW/B en 1990

Figure 3. Land cover map within RTBW / B in 1990

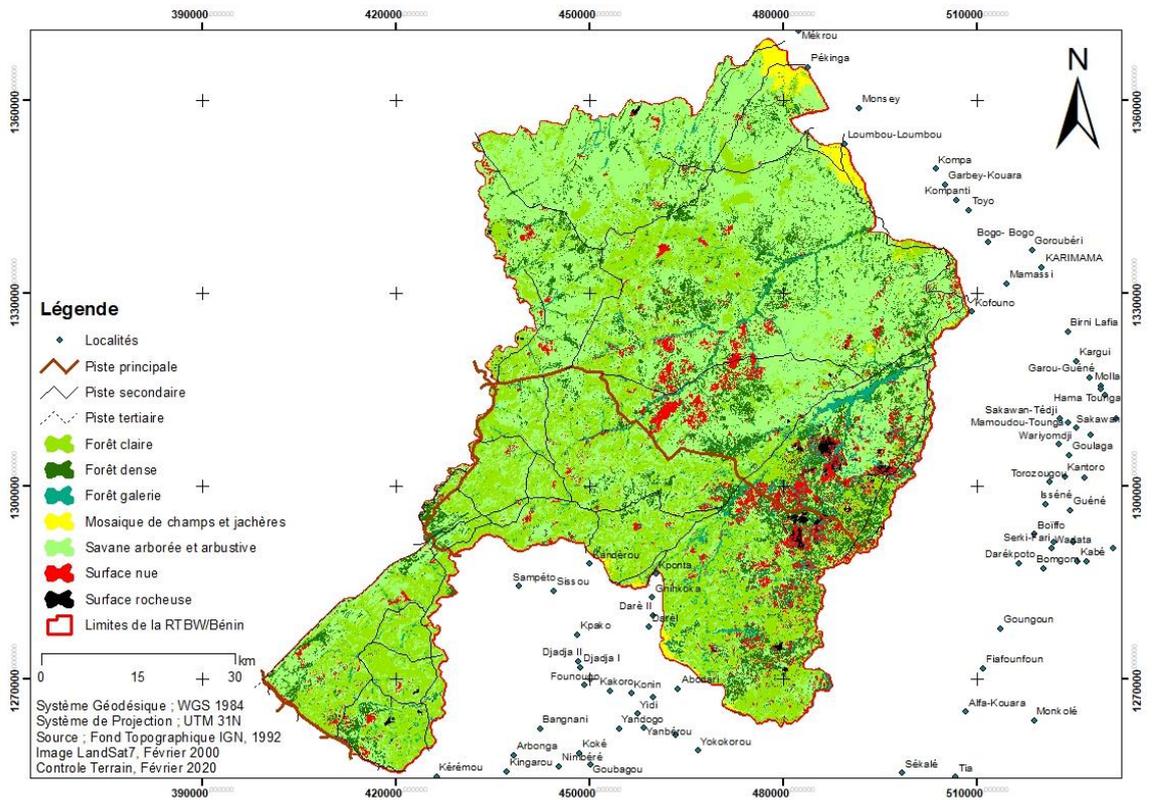


Figure 4. Carte d'occupation des terres au sein du RTBW/B en 2000

Figure 4. Land cover map within RTBW / B in 2000

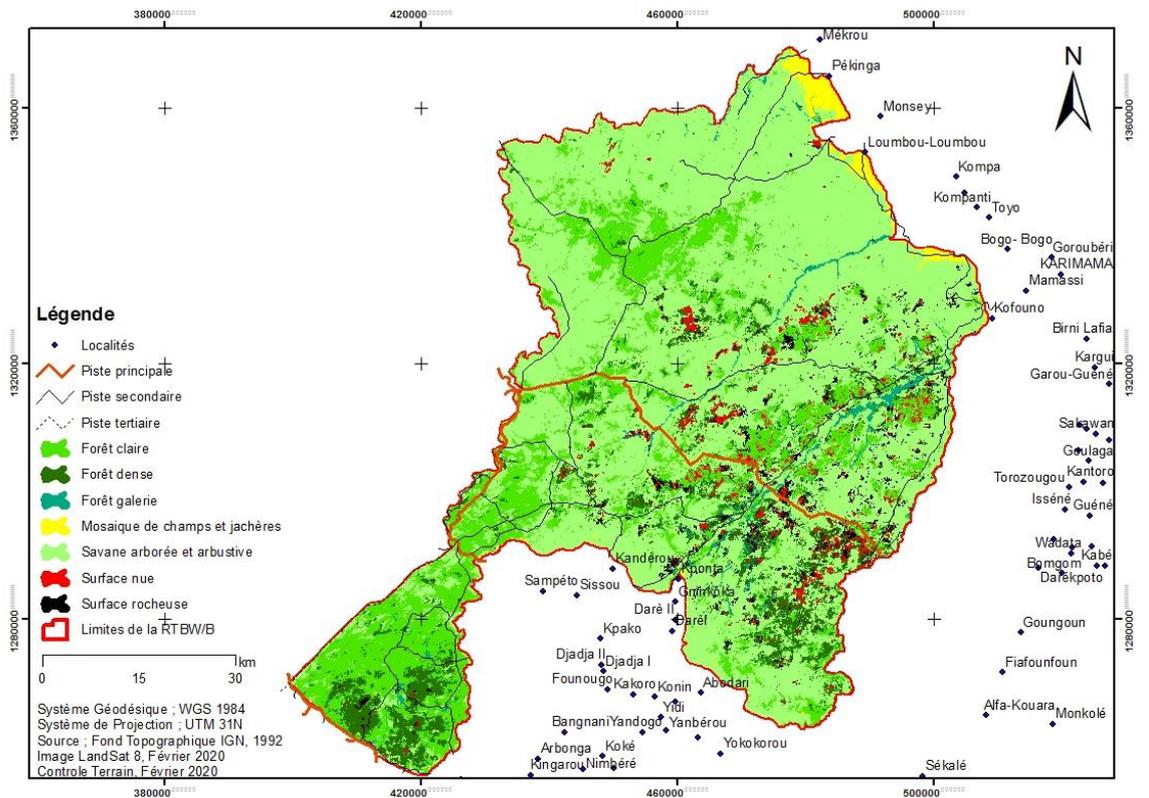


Figure 5. Carte d'occupation des terres au sein du RTBW/B en 2020

Figure 5. Land cover map within RTBW / B in 2020

3.2.2. Evolution des indicateurs de pression

Les délits constituant des indicateurs de pression enregistrés dans la réserve au cours de la période de 1990 à 2000 sont : (i) braconnage, (ii) transhumance, (iii) l'exploitation forestière, (iv) abattage d'animaux femelles, (v) abattage non-conforme au plan de tir (vi), présence de chasseurs irréguliers et (vii) malversations. Au cours de cette période, les délits les plus fréquents étaient l'exploitation forestière et la transhumance. L'année 1994 est l'année ayant connu plus de délits (154 délits enregistrés). Les délits ont diminué dans le temps jusqu'en 2000.

Au cours de la période 2000 à 2010, les délits ont augmenté en nombre et en fréquence comparativement à la période précédente avec un pic en 2003 (171 délits enregistrés). Les nouveaux délits enregistrés comparativement à la période précédente étaient : (i) la pêche illégale, (ii) le défrichement à des fins agricoles au moyen de feux de végétation, (iii) les cas de récidives de délits. Les fréquences absolues de chaque délit montre une prédominance des délits tels que (i) le braconnage (30 cas enregistrés entre 2000 et 2003), (ii) la transhumance (44 cas enregistrés entre 2000 et 2003), (iii) l'abattage d'animaux femelles (8 cas enregistrés entre 2000 et 2003). Ces délits sont enregistrés

notamment dans les régions de Mékrou, Kérérou, Founougo, Alfakoara, Karimama pour ce qui concerne le braconnage et la transhumance. L'abattage d'animaux femelles est enregistré principalement dans les zones de chasse de la Mékrou et de la Djona. Les autres délits à savoir : l'exploitation forestière, l'abattage non-conforme au plan de tir, la présence de chasseurs irréguliers et les malversations ont fortement régressé dans le temps et n'ont pas été enregistrés après l'année 2000.

Sur la période de 2010 à 2020, les délits de transhumance dans la réserve sont les indicateurs de pression les plus enregistrés. En 2013 par exemple, le nombre de cas de transhumance enregistrés est de 164, et ce nombre de cas a connu une baisse entre 2014 et 2016 avant de remonter à 124 en 2017 pour atteindre 31 cas en 2018 (Figure 6). Le défrichement à des fins agricoles et le braconnage sont les deuxièmes indicateurs de pression dans la réserve. Ils suivent presque la même tendance que la transhumance. L'exploitation forestière suit une tendance baissière au point où depuis 2017, aucun cas n'a été observé. Il en est de même pour les autres délits observés dans la réserve (abattage d'animaux femelles, abattage non-conforme au plan de tir, présence de chasseurs irréguliers, malversations).

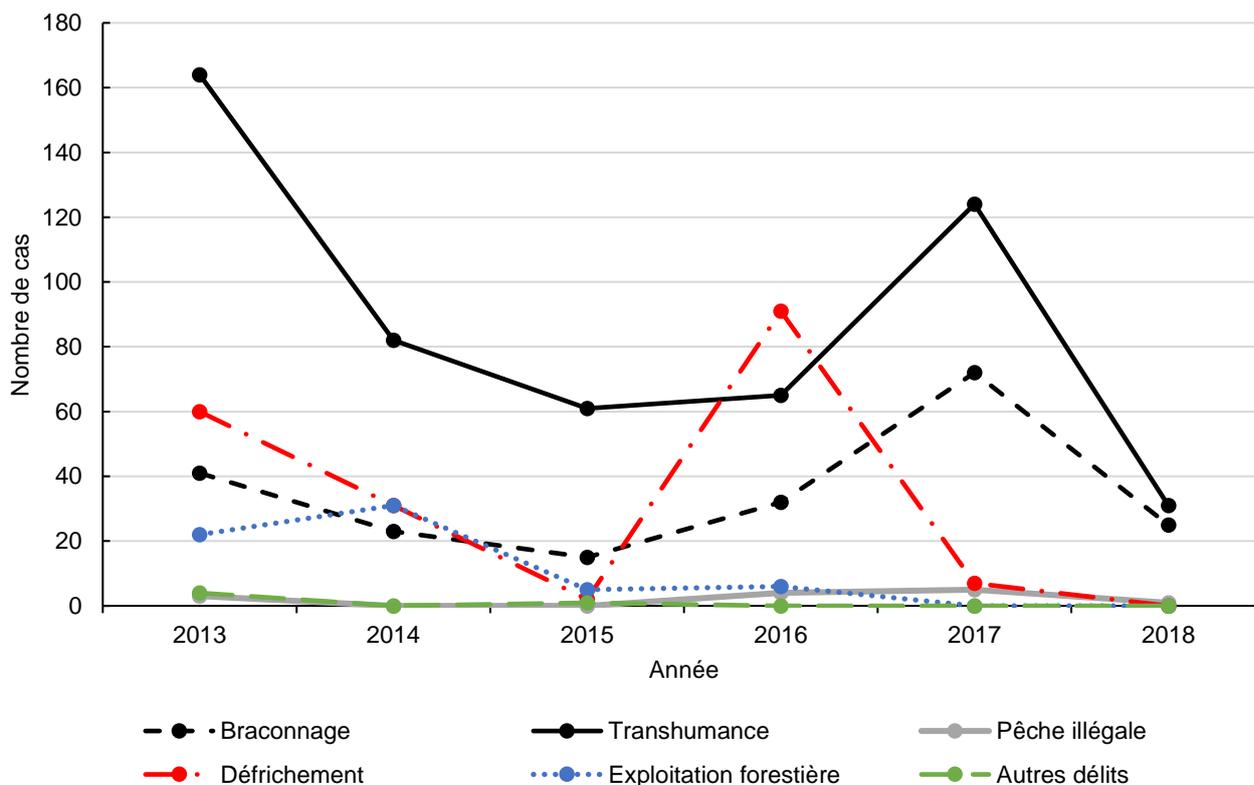


Figure 6. Evolution des indicateurs de pression dans la RTBW/B de 2013 à 2018

Figure 6. Evolution of pressure indicators in RTBW / B from 2013 to 2018

4. Discussion

4.1. Dynamique spatio-temporelle des unités d'occupation des terres dans la RTBW/B

L'approche cartographique est l'une des méthodes les plus performantes pour étudier la dynamique spatiale et temporelle des unités d'occupation des sols (Mama et al., 2006). Largement utilisée de par le monde (Mayaux et al., 2003 ; Houndagba et al., 2007 ; Adjei Mensah et al., 2019 ; OSFACO, 2019 ; Orekan et al., 2019), cette approche combine les images satellitaires et les vérités terrain pour élucider l'impact des activités anthropiques sur les écosystèmes quel que soit leur taille, localisation, ou possibilité d'accessibilité (Igué et al., 2010). Dans le cadre de cette recherche, la parfaite connaissance préalable du milieu d'étude justifie la classification supervisée adoptée (Orekan et al., 2019). De plus, les efforts fournis dans la sélection des images (sans présence de rayures) et les différentes techniques de collecte et d'analyse des données de terrain notamment l'utilisation des transects pour la collecte des points de contrôle et de validation sur le terrain ont été d'une importance capitale, conduisant à l'obtention de bonnes performances de classification. Se basant sur les valeurs de l'indice de Kappa, selon les échelles de Pontius (2000), nous pouvons conclure que les résultats obtenus dans cette étude sont statistiquement acceptables (Coefficients de Kappa étant de 85%, 96% et 99% pour 1990, 2000 et 2020 respectivement).

L'analyse diachronique effectuée entre les années 1990 et 2000 montre une forte anthropisation du paysage de la réserve. Selon Djènontin (2010), Issiaka (2016) et Tsewoue *et al* (2020), les unités d'occupation du sol ne sont pas toujours bien différenciées à cause probablement des réponses spectrales proches pour ces formations végétales naturelles et particulièrement ligneuses. Il en est de même dans la RTBW/B où une savanisation progressive du parc est observée. Cependant, il a été constaté une réduction des champs et jachères de 2000 à 2020 avec un passage de 47957,67 ha à 40073,40 ha ($\Delta S < 0$ et $T_c = -0,822\%$) et une réduction significative de la fragmentation entre 2000 et 2020. L'augmentation des champs et jachères avant la période 2000 serait due à l'expansion des champs de coton dans la zone, comme se fut le cas de la surexploitation des ressources fourragères, l'exploitation industrielle accrue signalé dans une autre étude (Abdourhamane *et al.*, 2012 ; Ballo *et al.*, 2016 ; Temgoua *et al.*, 2018). En effet, le département de l'Alibori dans lequel se situe la RTBW/B est considéré comme le bassin cotonnier du Bénin, fournissant annuellement plus de 50% du coton exporté du Bénin, avec une forte production dans les communes périphériques de la réserve que sont Bani-koara, Kandi, Karimama et Malanville (Paraiso et al., 2012). La réclamation progressive des terres agricoles dans ces Communes pour accroître la production

cotonnière serait à l'origine de l'augmentation des champs et jachères au sein de la réserve entre 1990 et 2000. Lokossou et al. (2018) ont aussi signalé une forte pression anthropique sur les aires protégées au Nord-Ouest du Bénin pour des raisons d'agriculture, particulièrement la culture cotonnière. Comme ce fut le cas dans le cadre de cette étude, la forte anthropisation des Parcs nationaux et réserves animalières a été largement documentée ailleurs en Afrique (Adjonou et al., 2010 ; Mahamane et al., 2007) indiquant le besoin des mesures plus robustes pour une protection intégrée de ces zones protégées et leur biodiversité. Cependant, nous avons noté une nette réduction de la superficie des champs et jachères entre 2000 et 2020. Selon certains auteurs au-delà des pressions citées plus haut, le fort taux d'accroissement des populations constitue un facteur non moins négligeable (Chazdon *et al.*, 2009). Ceci serait la résultante directe des modèles de gouvernance mis en place au cours de cette période, empêchant l'usage des périmètres de la réserve à des fins agricoles. Les forêts claires, forêts denses et forêts galeries dont les surfaces devraient normalement augmenter au cours de cette période (2000-2020) ont aussi connu une diminution de superficie, avec une forte augmentation de l'étendue des savanes arborées et arbustives qui sont passées de 54,73% à 71,51% (462556,62 ha à 716216,58 ha). Ceci serait dû au feu de végétation. En effet, les gestionnaires de la réserve y mettent des feux à la fin de la saison sèche, pour le renouvellement de la pâture pour les animaux sauvages à la tombée des premières pluies (Hough, 1993). Cette savanisation constatée de 2000 à 2020 pourrait aussi être due aux effets du changement climatique. La partie septentrionale du pays où se situe la RTBW/B est de plus en plus secouée par des sécheresses accrues et une drastique perte du couvert végétal des forêts, les transformant en savanes arborées et arbustives (Gnanglè *et al.*, 2012).

4.2. Implications des modèles de gouvernance dans la gestion de la réserve et dynamique des indicateurs de pression sur la réserve

Le début des années 2000 a sonné le glas d'une kyrielle d'actions de conservation de la biodiversité et du patrimoine forestier du Bénin (Agbahungba *et al.*, 2001). Les efforts consentis par les parties prenantes impliquées dans la gestion des aires protégées au Bénin, particulièrement dans la RTBW/B, ont progressivement porté leurs fruits avec la diminution de la surface des champs et jachères dans la réserve, comme constaté dans la présente étude. Au nombre des actions entreprises, nous pouvons citer les œuvres sociales et l'appui à la population locale prônés par les différents projets et programmes qui se sont succédés de 2000 à 2020. A titre illustratif, le programme de Conservation Parc W – ECOPAS (2001-2008) a déboursé une enveloppe de 21600000 FCFA issues des recettes de la RTBW/B pour des actions sociales, en l'occurrence la formation

des populations riveraines aux activités génératrices de revenus comme l'apiculture, l'élevage etc. (ECOPAS, 2008). La mise en œuvre de « l'accord quadripartite sur la transhumance » (Cotonou 2004) a généré la création de 110km de couloirs balisés et de 6 puits pastoraux autour de la réserve, limitant l'impact de la transhumance sur la fragmentation de l'habitat de la réserve (ECOPAS, 2008). Selon Agbahungba et al. (2001), la reconversion des populations riveraines et la création d'autres activités génératrices de revenus est l'un des moyens les plus sûrs pour réduire la pression faite sur les ressources naturelles d'une communauté donnée. A part les œuvres sociales, l'intensification de la sensibilisation des populations riveraines a été l'autre pilier essentiel sur lequel se sont appuyés les divers projets et programmes de conservation initiés dans le Parc de 2000 à 2017, comme l'annonçaient déjà Essima *et al.* (2012). De plus, la mise en œuvre de la gestion participative, avec la forte implication des populations riveraines est aussi un autre facteur à succès dans la lutte contre l'anthropisation de la réserve (Chazdon *et al.*, 2009). Fortement mise en exergue par les programmes de conservation de la réserve à partir des années 2000, notamment le Programme d'Appui aux Parcs de l'Entente (PAPE) et le Projet d'Appui à la Gestion des Aires Protégées (PAGAP), la gestion participative a permis aux populations d'être directement impliquées dans la gestion de l'aire protégée, favorisant leur prise de conscience à sa conservation et la protection de sa diversité biologique (PNUD, 2014). La mise en place des unités de surveillance formées d'éco-gardes locaux et d'agents des eaux et forêts, de même que l'intensification de la surveillance fortement soutenues par les programmes de conservation qui ont appuyé la réserve dans les années 2000 ont aussi été déterminantes dans la lutte continue contre la réclamation des terres et l'intensification de l'agriculture dans les zones conservées de la réserve (PNUD, 2014).

Les données existantes sur les indicateurs de pressions sur la réserve montrent que le nombre de délits orchestrés dans la réserve a augmenté en nombre de 2000 à 2010, période de mise en application des nouveaux modèles de gestion. Même si le défrichement des terres pour des fins agricoles a été détecté par les images satellitaires de 1990 à 2000, il n'a pas été enregistré comme délit commis au cours de cette période. Il en est de même pour les délits comme les cas de récidives, la pêche clandestine, etc. La non-conformité des données satellitaires avec les informations existantes sur les indicateurs de pressions (braconnage, pêche illégale, défrichement, transhumance, exploitation forestière) avant les années 2000 pose le problème de fiabilité des données existantes avant l'application des nouveaux modèles de gestion de la réserve et la flexibilité qui caractérisait leur collecte. Les données prises à partir de 2000 ont montré que les délits de transhumance sont plus enregistrés dans la réserve. Ceci serait dû au

nombre élevé d'éleveurs dans la localité. Selon l'INSAE, plus de 50% des populations impliquées dans l'agriculture sont dans l'élevage des bœufs (INSAE, 2016). Les résultats montrent que dans la période 2010-2020, le défrichement à des fins agricoles a connu son pic en 2016 avant de rechuter en 2017, ce qui pourrait être dû au relâchement des efforts de surveillance et de sensibilisation des populations locales au cours de cette année. Le braconnage a aussi pris des proportions inquiétantes en 2018 au vu des données analysées. Cependant, la pêche illégale, l'exploitation forestière et les autres délits connexes ont totalement diminué de 2015 à 2018. Selon les données existantes, moins de 5% des populations du département de l'Alibori pratiquent la pêche (INSAE, 2016). Le faible nombre de pêcheurs aux alentours de la réserve justifierait cette tendance obtenue. De même, les efforts fournis par les activités de sensibilisation auraient porté leurs fruits, avec la diminution des coupes frauduleuses des espèces ligneuses à des fins commerciales.

4.3. Implication des résultats pour la gestion de la réserve, des autres aires protégées au Bénin et en Afrique sub-saharienne

Cette étude fournit des informations utiles aux décideurs pour une continuité des réformes enclenchées depuis les années 2000 pour la restauration de la RTBW/B et la diminution des pressions anthropiques. Les résultats montrent une nette régression de la superficie mise en culture dans la réserve à des fins agricoles, résultant des nouveaux modes de gestion axés sur la gestion participative, les actions sociales, la création d'autres activités alternatives, et la surveillance accrue, avec l'aide des projets et programmes qui se sont succédés depuis 2000. Les décideurs et les gestionnaires des autres aires protégées en Afrique sub-saharienne pourraient s'inspirer de ces réformes pour la gestion durable des réserves sous leur tutelle. De même, la réserve subit l'effet de lisière comme les champs installés aux abords de la réserve, principalement dans les Communes de Malanville et de Karimama. Les populations de ces deux Communes doivent donc être beaucoup plus prises en compte dans les opérations de sensibilisation.

Même si la superficie des champs a régressé dans la réserve, la dégradation des forêts continue toujours dans la réserve. En effet, toutes les forêts (claires, denses, galeries) ont vu leurs superficies régresser de façon drastique de 2000 à 2020 nonobstant les nouveaux modes de gestion implémentés. Dans le même temps, une forte savanisation de la réserve a été constatée, ce qui pourrait être dû au changement climatique. Il est donc impérieux que les mesures soient prises pour la protection du potentiel forestier de la réserve. La prise de ses mesures passe en amont par des études scientifiques approfondies sur l'impact du changement climatique sur la dégradation des ressources forestières de la réserve. Les mesures d'adaptation et d'atténuation à

proposer doivent toutefois prendre en compte les connaissances endogènes et les réalités du milieu.

De même, malgré les efforts fournis dans la gestion du Parc national du W, certains indicateurs de pression continuent de gagner du terrain. S'il est vrai que les pressions anthropiques (coupes frauduleuses, braconnages, réclamation de terres, urbanisation, etc.) sur une aire protégée restent persistantes à cause de l'indélicatesse de certains résidents locaux (Lokossou et al., 2018), il est tout de même impérieux d'œuvrer pour la réduction totale de ces pressions, et un maintien constant de cette réduction sur de longues durées. Dans le cas de la présente étude, il a été noté une persistance des délits de transhumance surtout à partir de 2010. Les parties prenantes impliquées dans la gestion de la réserve doivent donc veiller au respect des couloirs de transhumance créés par le projet ECOPAS en 2008. De même, la résurgence des délits comme le défrichement en 2016 ou le braconnage en 2017 montre l'imprédictibilité des cas de pressions anthropiques qui peuvent surgir à tout moment et compromettre l'équilibre écologique de la réserve. En conséquence, les patrouilles et les séances de sensibilisation doivent être encore plus intensifiées pour la protection de cette réserve très importante pour le Bénin en termes de tourisme, recherche et autres, vu sa diversité floristique et faunistique et son caractère transfrontalier.

4.4. Limites de l'étude

La dynamique des indicateurs de pression a couvert la période 1990-2020. Cependant cette étude pouvait aller en deçà de l'année 1990 si les images avaient été disponibles. Cela aurait eu comme avantage la connaissance des mêmes indicateurs avant la période de la présente étude.

De plus, il serait plus commode d'avoir des données plus fiables sur les indicateurs de pression couvrant toute la période de l'étude (1990-2020) afin d'analyser de fond en comble l'implication du nouveau modèle de gouvernance (renforcement de la surveillance, développement d'activités génératrices de revenu, ...) sur la dynamique de ces indicateurs. Toutefois, l'étude de la dynamique de ces indicateurs, comme effectuée dans le présent travail, donne une vue globale de la dynamique des indicateurs dans le temps, et ceux qui méritent une attention particulière selon leur évolution.

5. Conclusion

Ce travail a analysé l'impact de la mise en application d'un nouveau modèle de gouvernance basé sur le renforcement de la surveillance et l'implication des populations riveraines dans la conservation de la réserve transfrontalière de Biosphère du W au Nord-Ouest du Bénin de 2000 à 2017. L'interprétation des images satellitaires obtenues prouvent une réduction des pressions anthropiques notamment la diminution de

l'étendue des champs, découlant des réformes introduites dans la gestion de la réserve à partir des années 2000. Les champs ont connu une légère régression de superficie. Mais, les forêts quant à elles se dégradent de plus en plus au détriment de la savane. Cette large savanisation notée dans la réserve est néfaste à la biodiversité animale et végétale de la réserve, déjà fragilisée par les feux incontrôlés et le changement climatique. Ces réformes notamment le renforcement des patrouilles, ont amélioré également la collecte de données ayant trait aux indices de pression qui étaient banalisés avant les années 2000. Cependant, les délits enregistrés à partir de 2018 de par la diversité de leur nature et fréquence d'occurrence appellent à des actions plus accrues pour la conservation de la réserve et la sauvegarde de son potentiel biologique pour les générations futures.

CONTRIBUTIONS DES AUTEURS

Rôles	Noms des auteurs
Conception de l'étude	A. El-Hadj Issa, G. A. Mensah, B. Sinsin
Collecte des données	A. El-Hadj Issa, A. Hounkpevi
Analyse des données	A. El-Hadj Issa, A. Hounkpevi, D.S.J.C. Gbemavo
Acquisition de financement	A. El-Hadj Issa
Méthodologie	A. El-Hadj Issa, A. Hounkpevi, D.S.J.C. Gbemavo
Gestion du projet	A. El-Hadj Issa, G. A. Mensah, B. Sinsin
Supervision	G. A. Mensah, B. Sinsin
Rédaction manuscrit initial	A. El-Hadj Issa, A. Hounkpevi, D.S.J.C. Gbemavo
Révision et édition manuscrit	A. El-Hadj Issa, D.S.J.C. Gbemavo, G. A. Mensah, B. Sinsin

CONFLIT D'INTERET

Les auteurs déclarent que la phase d'enquête de terrain avec la présence de l'auteur principal aurait pu induire des conflits d'intérêt et conduire à des biais dans les résultats de la présente étude. Les auteurs informent à cet effet que l'auteur concerné fut Directeur de la RTBW/B de 2000 à 2009. Les opinions exprimées dans cet article sont celles de tous les auteurs.

REFERENCES

- Abba, B. (2013). Dynamique de l'occupation du sol sur le plateau de Dyabou (Département de Say, Niger). *Territoires, Sociétés et Environnement*, 27.
- Abdourhamane, H., Morou, B., Mahamane, A., Saadou, M., Issaka, A. (2012). Caractérisation de la dynamique spatiotemporelle de l'occupation des terres dans le complexe des forêts de classées de Dan kada Dodo-Dan Gado (région de Maradi, Niger). *Journal des Sciences de l'Environnement*, 1(1): 16-26
- Adam, L. (2008). Déterminants des déplacements des buffles dans le Parc régional du W, Bénin-Burkina Faso-Niger. Mémoire de Master, Université Jean Monnet.
- Adjei Mensah, C., Eshun, J. K., Asamoah, Y., & Ofori, E. (2019) Changing land use/cover of Ghana's oil city (Sekondi-Takoradi Metropolis): implications for sustainable urban development. *International Journal of Urban Sustainable Development*, 11(2): 223-233. DOI: 10.1080/19463138.2019.1615492
- Adjonou, K., Djiwa, O., Kombate, Y., Kokutse, A. D., & Kokou, K. (2010). Etude de la dynamique spatiale et structure des forêts denses sèches reliques du Togo : implications pour une gestion durable des aires protégées. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 4(1): 168-183.
- Agbahungba, G., Sokpon N., & Orou Gaoué, G. (2001). Situation des Ressources Génétiques Forestières du Bénin. In FAO. <http://www.fao.org/forestry/Forestry.asp>
- 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. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 8(6):2608-2625.
- Ballo, A., Traoré, SS., Coulibaly, B., Diakité, CH., Diawara, M., Traoré, A. (2016). Pressions anthropiques et dynamique d'occupation des terres dans le terroir de Ziguéna, zone cotonnière du Mali. *European Scientific Journal*, 12(5): 90-99. DOI : <http://dx.doi.org/10.19044/esj.2016.v12n5p90>
- Billand, A., De Visscher, M., Kidjo, F., Compaore, A., Boureima, A., Morel, A., Camara, L., Czesnik, F., & Ahoyo Adjovi, N. (2005). Plan d'Aménagement et de Gestion (2006-2010) de la Réserve de Biosphère Transfrontalière W-Etat des lieux. Ecosystèmes Protégés en Afrique Sahélienne (ECOPAS), Ouagadougou, Burkina Faso.
- Camaleonte, M. (2003). Transhumance et échanges entre agriculteurs et éleveurs Peulhs en périphérie du parc national du W (Bénin). Mémoire DESS, Université Montpellier 2.
- Chazdon, R. L., Harvey, C. A., Komar, O., Griffith, D. M., Ferguson, B. G., Martínez-Ramos, M., ... & Philpott, S. M. (2009). Beyond reserves: A research agenda for conserving biodiversity in human-modified tropical landscapes. *Biotropica*, 41(2), 142-153.
- Congalton, R. G. (1991). A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. *Remote sensing of environment*, 37(1): 35-46.
- Davidson, C. (1998). Issues in measuring landscape fragmentation. *Wildlife Society Bulletin (1973-2006)*, 26(1): 32-37.
- Djènontin, J. A., (2010). Dynamique des stratégies et des pratiques d'utilisation des parcours naturels pour l'alimentation des troupeaux bovins au Nord-Est du Bénin. Thèse de doctorat, FSA/UAC, 274 p + annexes.
- Dimobe, K., Goetze, D., Ouédraogo, A., Forkuor, G., Wala, K., Porembski, S., & Thiombiano, A. (2017). Spatiotemporal dynamics in land use and habitat fragmentation within a protected area dedicated to tourism in a Sudanian savanna of West Africa. *Journal of Landscape Ecology* 10(1): 75-95.
- Djohy, G. & Edja, H. (2014). Valorisation de bourgouitières dans les terroirs riverains du Parc W au Nord-Bénin : entre contrôle et patrimonialisation du territoire. *Développement durable et territoires. Économie, géographie, politique, droit, sociologie*, 5(3).
- Dudley, N. (2008). Guidelines for applying protected area management categories. IUCN. FAO (2010). Global Resources Assessment 2010: Final Report. FAO Forestry Paper 163.
- ECOPAS, (2008). Résultats du programme Parc W/ Ecopas période de 2001-2008, présentation pour la restitution du 27 juin 2008. <http://www.cbd.int>
- Essima, N. N., Bouanga, E., Ntoutoume, C., Ndjimbi, L. A. M., Bourobou, D. N., & Ndoye, O. (2012). Stratégie nationale et plan d'actions pour le développement du secteur des produits forestiers non ligneux en république gabonaise. FAO, Rome. <https://www.fao.org/3/ap865f/ap865f00.pdf>
- Geldmann, J., Barnes, M., Coad, L., Craigie, I. D., Hockings, M., & Burgess, N.D. (2013). Effectiveness of terrestrial protected areas in reducing habitat loss and population declines. *Biological Conservation*, 161: 230-238.
- Gnanglè, P. C., Egah, J., Baco, M. N., Gbemavo, C. D. S. J., Glèlè Kakaï, R., & Sokpon, N. (2012). Perceptions locales du changement climatique et mesures d'adaptation dans la gestion des parcs à karité au Nord-Bénin. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 6(1).
- Green, M. J., & Paine, J. (1997). State of the World's Protected Areas at the End of the Twentieth Century. Albany, WA, Australia: Unpublished paper presented at Protected Areas in the 21st Century: From Islands to Networks, World Commission on Protected Areas.
- Hough, J. L. (1993). Why burn the bush? Social approaches to bush-fire management in West African national Parks. *Biological conservation*, 65(1):23-28. [doi.org/10.1016/0006-3207\(93\)90192-4](https://doi.org/10.1016/0006-3207(93)90192-4)

- Houndagba, J. C., Tente, A. B. H., & Gedou, R. (2007). Dynamique des forêts classées dans me cours moyen de l'Ouémé au Bénin. Quelles aires protégées pour l'Afrique de l'Ouest ? Conservation de la biodiversité et Développement
- Igué, A. M., Houndagba, C. J., Worou, R., Gaiser, T., Mensah, G. A., & Stahr, K. (2010). Aspects de la dynamique de l'occupation du sol et du projet d'aménagement participatif de la forêt classée de Toui-kilibo au Bénin. *Revue scientifique de l'université de Lomé, Togo*, N°006
- INSAE, (2016). Cahier des villages et quartiers de ville du département de l'Alibori (RGPH-4, 2013). République du Bénin.
- Issiaka, N. T., Arouna, O., & Imorou, I. T. (2016). Cartographie de la dynamique spatio-temporelle des parcours naturels des troupeaux transhumants dans les Communes de Banikoara et de Karimama au Bénin (Afrique De L'ouest). *European Scientific Journal*, 12(32), 251-268.
- Kombate, B., Dourma, M., Folega, F., Atakpama, W., Wala, K., & Akpagana, K. (2020). Spatio-temporal dynamics and habitat fragmentation within a central region of Togo. *Agricultural Science Research Journal*, 10(11): 291-305.
- Lokossou, R. S., Akouehou, G. S., Avononmadegbe, M. L., & Orou Matilo, A. (2018). Modes de gestion des terres dans la zone tampon de la réserve de biosphère de la Pendjari. *Journal of Applied Biosciences*, 124 :12433-12445
- Lougbegnon T. (2013). Gestion des formes de conflits dans la zone tampon autour de la réserve transfrontalière de biosphère du w au Bénin. *Journal de la Recherche Scientifique de l'Université de Lomé*, 15(2), 187-198.
- Mahamane, A., Mahamane, S., Yacoubou, B., Issiaka, A., Ichaou, A., & Saley, K. (2007). Analyse diachronique de l'occupation des terres et caractéristiques de la végétation dans la commune de Gabi (Région de Maradi, Niger). *Sècheresse*, 18 (4):296-304.
- Mama, A., Bamba, I., Sinsin, B., Boagaert, J., & De Cannière, C. (2006). Déforestation, Savanisation et développement agricole des paysages de savanes-forêts dans la zone soudano-guinéenne du Bénin. *Bois et Forêts des Tropiques*, 322 (4)
- Mayaux, P., Eva, H., Fournier, A., Sawadogo, L., Palumbo, I., & Grégoire, J. M. (2003). Apports des techniques spatiales pour la gestion des aires protégées en Afrique de l'Ouest. Séminaire régional sur l'aménagement et la gestion des aires protégées d'Afrique de l'Ouest. Parakou-Bénin, 14-19 Avril 2003
- Orekan, V., Plagbeto, H., Edea, E., & Sossou, M. (2019). Évolution actuelle des écosystèmes de mangrove dans le littoral béninois. In Conférence OSFACO: Des images satellites pour la gestion durable des territoires en Afrique, Mars 2019, Cotonou, Bénin. hal-02189536
- Paraïso, A., Yabi, A. J., Sosou, A., Zoumarou-Wallis, N., & Yègbémey, R. N. (2012). Rentabilité économique et financière de la production cotonnière à Ouaké au Nord-Ouest du Bénin. *Annales des Sciences Agronomiques*, 16(1).
- PNUD, (2014). Programme d'Appui aux Parcs de l'Entente (PAPE) – Composante 2 : interventions dans les aires protégées. <http://www.undp.org>
- Pontius, R. G. (2000). Quantification error versus location in comparison of categorical maps. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 66 (8):1011-1016.
- Spatial Observation of Tropical Forests. (OSFACO). (2019). Statistics on Land Use and Land Use Change in Benin 2005–2015.
- Temgoua, L. F., Ajonina, G., Woyu, H. B. (2018). Land Use and Land Cover Change Analysis in Ajei Upland Waterched Community Forest, North West Region, Cameroon. *Journal of Geoscience and Environment Protection*, 6(09): 83-99. DOI : <https://doi.org/10.4236/gep.2018.69007>
- Toko, I., & Sinsin, B. (2008). Les phénomènes d'érosion et d'effondrement naturels des sols (dongas) du Parc national du W et leur impact sur la productivité des pâturages. *Science et changements planétaires/Sécheresse*, 19:193-200.
- 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. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 14(2), 486-500.
- Vermeulen, C. (2004). Les enjeux de la gestion communautaire des grandes faunes : entre tension foncière et production cotonnière : le cas de Lara, périphérie du Parc W », Burkina Faso. *Parcs et Réserves* 59(4):20-27
- World Bank Group. (2020). Notes sur les forêts du Bénin. Report No: AUS0001346. 84 p.