

ExPost

Rapport complet

AOÛT
2020
N° 84

Évaluation
de l'AFD

Auteurs Isabelle Tritsch et Benoît Mertens (IRD)



**Étude d'évaluation d'impact
des modes de gestion
forestière sur le couvert
forestier dans le bassin
du Congo**

ETUDE D'EVALUATION DE L'IMPACT DES MODES DE GESTION FORESTIERE SUR LE COUVERT FORESTIER DANS LE BASSIN DU CONGO

Rapport final

Février 2019

Préparé par

Isabelle Tritsch

Benoit Mertens

UMR Espace-DEV

Institut de recherche pour le développement (IRD)



Cette étude s'inscrit dans une convention intitulée « Évaluation d'impact des modes de gestion forestière sur le couvert forestier dans le bassin du Congo » entre le Département division Evaluation et Apprentissage de la Direction Innovation, Recherches et Savoirs de l'AFD, le Fonds Français pour l'Environnement Mondial et l'UMR ESPACE-DEV de l'IRD. L'étude a été réalisée par Isabelle Tritsch et Benoit Mertens (IRD) ainsi que Jean-Sylvestre Makak (Geo-Com). Elle a été pilotée par un groupe de référence composé de membres de l'AFD (Kenneth Houngbedji, Christophe Du Castel et Julien Calas), du FFEM (François-Xavier Duporge) et de personnes ressources du CIRAD (Alain Karsenty), du WWF (Jean Bakouma) de l'ATIBT (Benoit Jobbe-Duval), du WCS (Mathew Hatchwell), et de l'Université de Gembloux (Jean-Louis Doucet). Ce groupe était présidé par la Professeur Pascal Combes Motel du CERDI et s'est réuni à deux reprises pour suivre l'avancement des travaux. Un comité de suivi composé de membres de l'Université de Louvain La Neuve (Patrick Meyfroidt), du CEE-M (Gwenolé Le Velly) et du bureau d'étude SIRS (Christophe Sannier) s'est également régulièrement réuni pour discuter de l'avancement des travaux.

Table des matières

Table des matières	3
Acronymes.....	6
Résumé.....	8
Introduction.....	14
1. Evaluation d'impact des modes de gestion des forêts tropicales	14
2. Objectifs de l'étude : évaluation des modes de gestion dans le bassin du Congo	16
PARTIE I : Gestion des forêts et production forestière dans le bassin du Congo	20
1. Modalités de gestion des forêts du bassin du Congo	21
1.1 Zonage et classement des forêts	21
1.2 Secteur forestier industriel : les concessions forestières	22
1.3 Autres permis d'exploitation forestières.....	24
1.4 Les forêts communautaires	25
1.5 Les forêts communales	27
1.6 Les aires protégées	28
1.7 Au-delà de la gestion forestière, la suprématie des permis miniers et le regain d'intérêt pour les projets agro-industriels	29
2. Le secteur forestier industriel dans le bassin du Congo	30
2.1 La production forestière industrielle à l'échelle régionale.....	30
2.2 Le Cameroun, pays pionnier de la réforme du secteur forestier dans le bassin du Congo.....	32
2.3 Le Congo, un pays forestier contrasté	35
2.4 Le Gabon et la restructuration du secteur forestier et industriel	37
2.5 La République centrafricaine (RCA) dans un contexte de troubles politiques.....	39
3. L'aménagement des forêts et la construction de la théorie du changement	41
3.1 Les forêts de production comme alliées de la conservation	41
3.2 Le plan d'aménagement forestier (PAF), un outil pour la gestion durable des forêts	
42	
3.3 La certification FSC, une garantie supplémentaire de la gestion durable des forêts	
43	
3.4 Théorie du changement : hypothèses sur les liens de causalité entre l'aménagement des concessions et la déforestation	44
PARTIE II : Présentation des données utilisées et état des lieux de la déforestation.....	49
1. Données spatiales sur l'évolution du couvert forestier	50

1.1	Données nationales de référence pour l'étude.....	50
1.2	Données du Global Forest Change (GFC).....	53
1.3	Limites de l'utilisation des données globales au niveau national et local.....	55
1.4	Le cas de la dégradation forestière.....	56
2.	Données sur les unités de gestion forestière et caractéristiques principales des concessions forestières	58
2.1	Des données officielles mises à disposition.....	58
2.2	Un zonage forestier dense	60
2.3	Les concessions « actives » : état de l'attribution des concessions entre 2000 et 2010	61
2.4	Les concessions actives et aménagées : état de l'aménagement des concessions entre 2000 et 2010.....	62
2.5	Les concessions aménagées et certifiées par le FSC.....	64
3.	État des lieux de la déforestation dans les unités de gestion forestière du bassin du Congo.....	65
3.1	Principaux moteurs et causes de déforestation dans le bassin du Congo	65
3.2	Dynamique de déforestation dans les pays étudiés.....	67
3.3	Dynamique de déforestation dans les différentes unités de gestion.....	68
3.4	Dynamique de déforestation dans les concessions selon leur aménagement	71
3.5	Dynamique de déforestation dans les concessions certifiées par le FSC.....	73
4.	Biais de sélection entre les différentes unités de gestion	74
4.1	Les variables influençant la probabilité de déforestation ou l'allocation des terres	74
4.2	Caractéristiques de localisation des différentes unités de gestion	77
4.3	Caractéristiques de localisation des concessions selon leur aménagement.....	79
PARTIE III : Analyse d'impact.....		81
1.	Stratégie empirique pour l'évaluation de l'impact des modes de gestion sur la déforestation.....	82
1.1	Unité d'analyse, variable résultat et définition des groupes traités et des groupes témoins.....	82
1.2	L'appariement sur les scores de propension (PSM)	85
1.3	Variables de contrôle	86
1.4	Tests de robustesse.....	87
1.5	Hétérogénéité de l'impact : test des hypothèses causales de la théorie du changement.....	87

1.6 Analyse comparée des modes de gestion	89
2. Résultats de l'évaluation de l'impact de l'aménagement et de la certification des concessions sur la déforestation 2000-2010	91
2.1 Traitement PAF 2000-2005 : analyse de l'impact de l'aménagement des concessions après au moins cinq ans de mise en œuvre du PAF	91
2.2 Traitement PAF 2000-2010 : analyse de l'impact de l'aménagement des concessions sans prérequis sur le nombre d'années de mise en œuvre du PAF	93
2.3 Traitement FSC 2000-2010 : analyse de l'impact de la certification forestière	94
2.4 Synthèse des résultats pour les trois traitements considérés.....	95
2.5 Mécanismes du changement : hétérogénéité du traitement PAF 2000-2005.....	95
3. Résultats de l'analyse comparée des différents modes de gestion.....	98
3.1 Effet des aires protégées	98
3.2 Effet des concessions aménagées depuis cinq ans par rapport aux aires protégées	99
3.3 Effet des forêts communales	99
3.4 Effet des forêts communautaires	100
Discussion des résultats et conclusion	102
1. Temporalité de l'efficacité des PAFs sur la réduction de la déforestation	102
2. Mécanismes causaux expliquant l'efficacité des PAFs sur la réduction de la déforestation.....	103
3. L'enjeux de la prise en compte de la dégradation forestière	104
Bibliographie	106
Annexes	115
Tables des figures et tableaux.....	137
Table des tableaux.....	137
Table des figures	137
Table des cartes.....	138
Table des annexes	138

Acronymes

AFD	Agence française de développement
COMIFAC	Commission des forêts d'Afrique centrale
ESA	Agence spatiale européenne
FFEM	Fonds français pour l'environnement mondial
FSC	Forest Stewardship Council
GFC	Global forest change (Projet, Université du Maryland)
GFW	Global forest watch (Projet, WRI)
GSE-FM	Global Monitoring for Environment and Security Services Element – Forest monitoring (Projet ESA)
IFL	Intact Forest Landscape
IRD	Institut de recherche pour le développement
OFAC	Observatoire des forêts d'Afrique Centrale
OSFT	Observation spatiale des forêts tropicales (Projet AFD)
PAF	Plan d'aménagement forestier
PSE	Paiements pour services environnementaux
RCA	République centrafricaine
RDC	République démocratique du Congo
REDDAF	Reducing emissions from deforestation and forest degradation in Africa (Projet UE)
SIG	Système d'informations géographiques
SIRS	Systèmes d'information à référence spatiale (Entreprise)
SNSF	Systèmes nationaux de surveillance des forêts
UCL	Université catholique de Louvain
UCM	Unité de cartographie minimale

UMD	Université du Maryland
UMR	Unité mixte de recherche
WRI	World resources institute

Résumé

Au vu de l'étendue des forêts de production dans le monde, largement supérieure à celle des aires protégées, l'exploitation forestière durable, à travers l'aménagement des concessions forestières, peut être un instrument important de préservation des forêts, permettant d'allier conservation de la biodiversité, production économique et développement local. C'est dans cette optique que différents acteurs institutionnels appuient depuis plus de 20 ans l'aménagement des concessions forestières d'Afrique centrale. En effet, aujourd'hui, plus de la moitié des forêts denses humides du Cameroun, du Gabon, du Congo et de la République centrafricaine (RCA) sont attribuées à des concessions forestières dédiées à la production industrielle de bois. Légalement, depuis la nouvelle génération de lois forestières de ces pays, actées dans les années 1990 et 2000, toutes les concessions forestières doivent mettre en œuvre un plan d'aménagement forestier (PAF). Dans les faits, environ la moitié des forêts allouées aux concessions forestières en activité sont aménagées en 2010, mais la dynamique d'aménagement des concessions évolue rapidement. La certification forestière FSC est également très dynamique dans la région, et en 2010, environ un tiers des forêts aménagées sont également certifiées.

Cependant, malgré ces avancées, l'efficacité de l'aménagement des forêts et de la certification pour réduire la déforestation reste un sujet de débat, que ce soit au sein des institutions et ONGs ou au sein de la communauté scientifique. Récemment, un article publié par Brandt et al., (2016) a conclu qu'au Congo, les concessions aménagées étaient associées à des taux de déforestation plus élevés que les concessions similaires non aménagées, soit un résultat contre-intuitif. Leurs analyses suggèrent que c'est l'augmentation de la production de bois, résultant de la hausse des capitaux étrangers et de la demande internationale de bois tropicaux issus de forêts gérées durablement, qui contribue à l'augmentation des taux de déforestation dans les concessions aménagées du Congo (Brandt et al., 2014, 2016). Cette étude a ouvert une controverse entre Karsenty et al. (2017) et Brandt et al. (2018) et a souligné la nécessité de mener davantage d'études empiriques pour comprendre, si, et dans quelles conditions, l'aménagement des concessions forestière affecte la déforestation.

C'est dans ce contexte que l'AFD a confié à l'UMR Espace-Dev (IRD) une étude d'évaluation d'impact des modes de gestion forestière sur le couvert forestier dans le bassin du Congo. L'objectif principal est d'identifier et de mesurer les effets des modes de gestion forestière, et en particulier de l'aménagement des concessions forestières, sur la déforestation dans quatre pays du bassin du Congo : le Gabon, le Congo et les zones de forêt dense humide du Cameroun et de la République Centrafricaine (RCA). La République démocratique du Congo (RDC), bien qu'elle englobe environ 60 % des forêts du bassin du Congo, et la Guinée équatoriale ne sont pas incluses dans la zone étudiée. Cette étude traite aussi de l'impact de la certification forestière FSC sur la déforestation, bien que ce processus soit plus récent et que nous manquons donc de recul temporel pour évaluer son impact. Par contre, les impacts sociaux et économiques du PAF et de la certification FSC ne sont pas l'objet de cette étude, qui se concentre uniquement sur l'évaluation de l'impact en termes de déforestation. Notre objectif est également de construire la théorie du changement et d'identifier et tester les hypothèses

sur les liens de causalité entre l'aménagement des concessions et la réduction de la déforestation.

Cette étude est basée sur une approche empirique inspirée de la littérature d'évaluation d'impact des politiques de conservation forestière (Baylis et al., 2016; Blackman, 2013; Börner et al., 2016; Miteva et al., 2012). En effet, sur la période étudiée, les concessions aménagées ont, en moyenne, des caractéristiques différentes de celles des concessions non aménagées. Or, ces caractéristiques modifient l'emprise et les risques de déforestation. En comparant simplement les concessions aménagées et non aménagées, il est donc impossible de dire si une différence de niveau de déforestation est plutôt liée aux différences de caractéristiques observables ou plutôt liée à la validation du plan d'aménagement forestier (PAF). Pour contrôler ce biais de sélection, nous avons fait le choix de comparer les concessions avec et sans PAF qui partagent plusieurs caractéristiques observables qui facilitent ou limitent l'incidence de la déforestation. Il s'agit d'une approche quasi-expérimentale au moyen d'un contrefactuel qui essaie d'identifier les concessions sans PAF qui ressemblent le plus aux concessions avec des PAF validés. Ainsi, nous espérons reconstruire une estimation de l'évolution de la déforestation en l'absence de la validation du PAF pour les concessions qui ont validé leur PAF et ainsi mesurer l'effet moyen de la validation du PAF sur la déforestation dans les concessions ayant un PAF. Ce rapport détaille le contexte de l'étude, l'approche méthodologique et ses principaux résultats. Il est divisé en trois parties qui présentent i) le contexte et la théorie du changement, ii) les données utilisées et iii) la méthodologie d'analyse d'impact, les résultats et leur discussion. Les principaux éléments et résultats de chaque partie sont synthétisés ci-dessous.

La première partie présente la théorie du changement, ceci après avoir documenté les modes de gestion forestière, le contexte de la production forestière industrielle et les modalités de l'aménagement des concessions forestières dans la zone d'étude. Cette théorie du changement identifie cinq hypothèses pour expliquer les mécanismes par lesquels la production et validation d'un PAF peuvent permettre de réduire la déforestation. Trois de ces mécanismes reposent sur des actions qui sont directement sous le contrôle des compagnies forestières et deux sont indirectes, et dépendent d'acteurs externes. Chaque mécanisme identifié s'inscrit dans une perspective de moyen à long terme : (1) le PAF améliorerait les pratiques forestières dans toute la concession principalement via la réalisation d'inventaires des ressources forestières et de la cartographie des zones des communautés locales, permettant de diviser chaque concession en « série d'aménagement » et de planifier la production forestière sur le long terme en définissant des assiettes annuelles de coupe (AAC); (2) le PAF réduirait les dommages au couvert forestier associés aux ouvertures de voies d'accès et aux activités d'exploitation, ceci grâce à l'optimisation du réseau de pistes forestières en fonction de la topographie et des inventaires forestiers ; (3) le PAF conduirait à l'adoption de techniques d'exploitation durable en améliorant les techniques d'abattage et en appliquant un diamètre minimum d'exploitation supérieur au diamètre légal ; (4) le PAF réduirait les activités illégales au sein de la concession ainsi que les installations humaines et agricoles à travers la mise en place de mesures de contrôle de l'accès à la concession, la fermeture des anciennes pistes d'exploitation et le démantèlement des ponts ; (5) le PAF

améliorerait les conditions de vie locale et faciliterait la transition vers des activités économiques moins dépendantes de la forêt notamment grâce à la création d'emplois locaux et d'investissements auprès de la population locale.

La certification FSC est supposée affecter la déforestation à travers les cinq mêmes hypothèses de causalité. Cependant, en plus de ces cinq hypothèses, la certification FSC permet de renforcer le contrôle de l'exploitation par des acteurs externes à la concession. Dans le contexte de gouvernance et d'état de droit faible dans le bassin du Congo, ce contrôle par des tiers devrait entraîner une meilleure conformité et une meilleure performance pour chacune des hypothèses. La certification FSC est donc supposée apporter un effet supplémentaire dans la réduction de la déforestation.

La deuxième partie présente les données utilisées pour analyser l'évolution du couvert forestier et les unités de gestion et souligne les biais de sélection inhérents à l'allocation des unités de gestion et à l'adoption des PAFs. Les données cartographiques relatives à la déforestation utilisées dans cette étude sont issues des données nationales de suivi des forêts, produites dans le cadre du processus REDD+ et des systèmes nationaux de surveillance des forêts mis en place dans les pays. Elles renseignent la déforestation pour les périodes 1990-2000 et 2000-2010. La déforestation y est définie comme une perte de couvert forestier, que celle-ci soit permanente ou non. Afin de tester la robustesse des résultats, les données de pertes de couvert forestier 2000-2010 du Global Forest Change (GFC) (Hansen et al., 2013) ont également été utilisées. Les données quantitatives sur les unités de gestion sont issues des données officielles collectées au niveau des pays par l'Observatoire des Forêts d'Afrique Centrale (OFAC) et mises à disposition par l'OFAC et les atlas forestier du WRI. Ces données ont principalement permis de déterminer les périodes d'activités des concessions et les dates d'aménagement et de certification.

Ces données montrent que comparée aux autres massifs forestiers tropicaux, la déforestation est faible dans la zone d'étude. Les taux de déforestation à l'échelle nationale sont inférieurs à 1 % en 10 ans au Congo et au Gabon, entre 1,5 et 2 % au Cameroun et entre 2,5 et 3,5 % en RCA. De plus, la déforestation a baissé entre 1990-2000 et 2000-2010 à l'échelle régionale (hors RDC et Guinée équatoriale). Les trois-quarts des pertes forestières se situent en dehors des unités de gestion forestière : la déforestation est donc particulièrement faible dans les parcs nationaux et dans les concessions forestières (inférieurs à 0,6 % en 10 ans). De manière générale, à l'échelle régionale, la déforestation est majoritairement observée à petit échelle, avec pour principale cause directe l'agriculture sur brûlis, associée à la collecte de bois de feu, à la carbonisation artisanale et à l'exploitation artisanale de bois d'œuvre (Desclée, 2013; Marquant et al., 2015; Tyukavina et al., 2018). Aussi, la pression démographique, tant rurale qu'urbaine représente le principal moteur sous-jacent de la déforestation dans le bassin du Congo (Defourny et al., 2011).

Ces données montrent également qu'il y a des biais de sélection forts pour l'allocation des différentes unités de gestion et pour l'aménagement des concessions : les différentes catégories de gestion ne sont pas soumises aux mêmes pressions de déforestation. Les parcs nationaux et les concessions sont les unités de gestion les plus isolées et les moins accessibles

et sont situées dans les zones les moins peuplées. A l'opposé, les forêts communautaires sont les unités de gestion qui sont les plus accessibles et qui sont situées dans les zones les plus peuplées. Quant aux concessions aménagées, elles sont moins accessibles et plus isolées que les concessions non aménagées et sont situées dans des zones moins peuplées. De plus, elles sont situées dans des zones où la biomasse forestière est supérieure. Concernant la topographie, les concessions aménagées sont situées dans des zones où l'altitude moyenne est supérieure mais où les pentes moyennes sont inférieures à celles des zones où sont situées les concessions non aménagées. Par ailleurs, on peut noter un gradient temporel : les concessions aménagées les premières (avant 2005) sont plus isolées que celles aménagées après (entre 2006 et 2010) pour toutes les variables prises en compte. Or, toutes ces caractéristiques environnementales, démographiques et d'accessibilité modifient l'emprise et les risques de déforestation. En comparant simplement les unités de gestion entre elles ou les concessions aménagées et non aménagées, il est donc impossible de dire si une différence de niveau de déforestation est plutôt liée aux différences de caractéristiques observables ou plutôt liée à la catégorie de gestion ou à la validation d'un PAF. Ces biais de sélection doivent donc être corrigés par une méthode d'analyse d'impact appropriée.

La troisième partie du rapport concerne l'analyse empirique et présente la méthodologie d'évaluation d'impact utilisée, les résultats et leur discussion. Les analyses statistiques sont effectuées à l'échelle des unités de gestion. La variable résultat est la superficie totale déboisée dans l'unité de gestion au cours de chaque période de dix ans (1990-2000 et 2000-2010) et entre les deux périodes, exprimée en hectare. Étant donné que les effets potentiels des PAFs sur la déforestation sont plus susceptibles d'apparaître à moyen et à long terme, il est probable que la déforestation entre 2000 et 2010 soit plus faible dans les concessions ayant validé leur PAF depuis une plus longue période. Dans cette optique, nous avons mesuré d'une part l'impact des concessions ayant validé leur PAF avant 2005 et d'autre part de celles ayant validé leur PAF entre 2006 et 2010. La déforestation étant mesurée entre 2000 et 2010, l'analyse concernant les concessions ayant validé leur PAF entre 2006-2010 reflète les impacts immédiats et à très court terme de la validation du PAF, ces concessions ayant vu leur PAF validé depuis au plus quatre ans. En revanche, l'analyse concernant les concessions ayant validé leur PAF entre 2000-2005 comprend des concessions dont le PAF a été validé depuis au moins cinq ans et permet donc de mesurer les impacts à court et à moyen terme de la validation du PAF. Une troisième analyse considère comme traités les concessions aménagées et certifiées à la date de 2010. Cette analyse manque donc également de recul temporel mais est intéressante, d'une part car la plupart des concessions certifiées à la date de 2010 ont leur PAF validé depuis plusieurs années, et d'autre part car les concessions FSC ont bénéficié d'une vérification de leurs pratiques et de la mise en œuvre de leur PAF par un organisme tiers. Pour ces trois tests, les concessions témoins sont les concessions actives et non aménagées à la date de 2010.

La méthodologie est basée sur un appariement (ou *matching*) entre groupe traité et groupe témoin basé sur les scores de propension (PSM, *propensity score matching*). Elle consiste à (1) calculer le score de propension qui permet d'identifier la combinaison de caractéristiques observables qui distingue les unités de gestion traitées (ex. les concessions qui ont un PAF

validé) puis (2) identifier les unités de gestion témoins (ex. concessions sans PAF) ayant des scores identiques à ceux des unités de gestion traitées et (3) comparer les unités de gestion traitées et témoins qui ont les mêmes scores de propension.

Une hypothèse clé du PSM est la sélection sur les facteurs observables, nécessitant que tous les facteurs confondants influençant à la fois la réception du traitement et la variable résultat (la déforestation) soient inclus dans le modèle. Nous avons donc pris en compte les dix variables décrivant l'accessibilité, la densité de population et le milieu environnemental dont les statistiques descriptives ont été présentées dans la partie 2 du rapport. Afin de vérifier si nos résultats ne sont pas dus à des facteurs confondants inobservables, nous avons recours à deux tests de robustesse : des tests placebo sur la période 1990-2000 et des analyses par Différence de Différence (DiD) entre les périodes 1990-2000 et 2000-2010 qui permettent de contrôler les facteurs invariants dans le temps. Finalement, afin d'explorer les mécanismes de changement, l'hétérogénéité spatiale de l'impact a été évaluée via un échantillonnage de points au sein des concessions. Cette hétérogénéité a été testée par rapport à trois variables qui nous ont permis de tester certaines hypothèses causales de la théorie du changement.

Les résultats de l'évaluation d'impact montrent qu'après matching, la déforestation est statistiquement plus faible dans les concessions ayant validé leur PAF depuis au moins cinq ans, lorsqu'on compare celles-ci aux concessions similaires sans PAF. La validation du PAF a entraîné, à moyen terme, une déforestation évitée de 681 ha de déforestation par concession, ce qui représente une baisse de 74 % par rapport aux concessions témoins. Par contre, à court terme (ie. recul temporel réduit), aucun impact statistiquement significatif des PAFs n'est observé : les concessions ayant validé leur PAF entre 2006 et 2010 ont les mêmes niveaux de déforestation sur la période 2000-2010 que des concessions non aménagées similaires. Enfin, après matching, nous observons que la déforestation entre 2000 et 2010 est en moyenne inférieure de 514 ha dans les concessions aménagées qui détenaient un certificat FSC avant 2010. Ceci représente une diminution de 48 % par rapport au niveau de déforestation observé dans les concessions témoins non aménagées. Tous ces résultats sont confirmés lorsque nous les reproduisons avec les données de pertes de couvert forestier du GFC. Les analyses sur l'évolution de la déforestation entre les périodes 1990-2000 et 2000-2010 (DiD) montrent aussi que la surface déboisée diminue plus dans les concessions aménagées ou certifiées que dans les concessions témoins non aménagées, ceci quel que soit le traitement considéré, bien que cette différence ne soit statiquement pas significative pour le traitement PAF 2000-2005. Toutefois, seulement une partie des concessions étant attribuées sur la période 1990-2000, ces analyses sont moins robustes que celles concernant la période 2000-2010.

Afin d'analyser l'hétérogénéité de l'impact, trois hypothèses ont été testées en étudiant la variation de la probabilité de déforestation au sein des concessions en fonction de la distance à la déforestation antérieure, la distance aux villages les plus proches et la distance au réseau de transport. A distance égale d'un village, d'un axe de transport ou d'une zone ayant fait l'objet d'une déforestation entre 1990 et 2000, on observe que les points situés dans les concessions ayant validé leur PAF avant 2005 ont une plus faible probabilité d'être déboisés que ceux situés dans les concessions non aménagées. De plus, l'impact mesuré dans les zones

proches des villages et de la déforestation antérieure est plus fort que l'impact moyen mesuré dans les concessions dans leur ensemble. Ces analyses soulignent l'efficacité de certains mécanismes du plan d'aménagement forestier pour réduire la déforestation : i) l'efficacité de la planification des concessions avec la définition des cycles de rotation, des assiettes annuelles de coupe (AAC) et des séries de développement communautaire et agricole, ii) l'efficacité du contrôle et du suivi des concessions en fermant les anciennes pistes forestières et en surveillant l'expansion des zones habitées et agricoles, et iii) l'efficacité du suivi de la pénétration dans les concessions à partir du réseau de transport public.

La troisième partie présente l'analyse comparée des modes de gestion, à savoir les concessions forestières, les aires protégées, les forêts communales et les forêts communautaires. Cette analyse utilise la même stratégie empirique et compare les modes de gestion deux à deux lorsqu'il est possible de trouver un groupe témoin similaire au groupe traité. Les résultats montrent qu'après matching, la déforestation est statistiquement plus faible dans les aires protégées comparée à celle observée dans des concessions, ceci qu'il s'agisse des parcs nationaux, des autres types d'aires protégées ou des aires protégées dans leur ensemble ainsi que de l'ensemble des concessions forestières ou seulement des concessions actives en 2010. En fonction des cas de figure, la réduction de la déforestation varie entre 73 % et 77 %. Cette tendance est confirmée lorsqu'on compare les concessions aménagées depuis au moins 5 ans avec des zones témoins situées dans les aires protégées : la déforestation est alors statistiquement plus élevée dans les concessions forestières par rapport à celle observée dans les aires protégées. Quant aux forêts communales (uniquement présentes au Cameroun), elles n'ont pas d'impact statistiquement significatif sur la surface déboisée entre 2000-2010 par rapport aux zones témoins situées dans les concessions forestières au Cameroun. Pour les forêts communautaires, celles-ci étant de petite taille et situées très proches des villages, à l'échelle de l'unité de gestion, nous n'avons pas pu trouver de paires similaires dans les autres unités de gestion, ceci quelles que soient les types d'unités de gestion considérées comme zone témoin. Nous avons donc testé un matching à partir d'un échantillonnage de points en échantillonnant deux fois plus de points dans les zones témoins que dans les zones traitées (forêts communautaires) afin d'augmenter la probabilité de trouver un bon appariement pour chaque point traité. Cette stratégie a permis d'améliorer fortement le matching entre forêts communautaires et zone témoins situées dans les concessions forestières. Les résultats montrent qu'il n'y a aucun impact statistiquement significatif des forêts communautaires sur la déforestation 2000-2010 par rapport aux concessions forestières du Cameroun.

Introduction

1. EVALUATION D'IMPACT DES MODES DE GESTION DES FORETS TROPICALES

Jusqu'à récemment, les évaluations d'impact objectives et rigoureuses des modes de gestion des forêts sur le couvert forestier étaient rares. D'une part, la demande d'évaluation était limitée et d'autre part, le coût de collecte et d'analyse des données était élevé. Mais au cours des deux dernières décennies, l'augmentation de l'accessibilité aux données sur les changements des couverts forestiers tropicaux, principalement issues des données satellitaires à moyenne et haute résolution, ainsi que la capacité croissante des systèmes d'information géographique (SIG) nécessaires à l'analyse de ces données, ont considérablement réduit les coûts d'évaluation des politiques de gestion forestière (Blackman, 2013; Ferraro and Pattanayak, 2006; Börner et al., 2016).

Ces progrès ont créé de nouvelles opportunités pour améliorer la compréhension de l'efficacité des modes de gestion forestière, et depuis, de plus en plus d'études d'impact empiriques sont réalisées. La majorité des travaux sur l'efficacité des modes de gestion forestière sur l'évolution du couvert forestier s'intéresse à l'impact en termes de déforestation, celle-ci étant mesurée soit via l'analyse et la classification d'images satellites (cas fréquent pour les études à l'échelle locale), soit en utilisant des données globales en accès libre, notamment les données sur la perte de couvert forestier du Global Forest Change (Hansen et al., 2013). La dégradation forestière est, par contre, encore très peu prise en compte, notamment à cause des difficultés à la mesurer par télédétection (Bustamante et al., 2016).

L'analyse de l'efficacité des aires protégées sur la réduction de la déforestation est un des sujets le plus traité. De nombreuses études sont menées à l'échelle locale ou encore nationale, comme par exemple à Madagascar (Desbureaux et al., 2016), au Costa Rica (Andam et al., 2010), en Thaïlande (Sims, 2010), à Sumatra (Gaveau et al., 2009), ou au Brésil (Arima et al., 2014; Kere et al., 2017; Nolte et al., 2013). Mais de plus en plus d'études couvrent l'échelle continentale (ex. Bowker et al., 2017 sur toute l'Afrique), voir même l'échelle mondiale (Bebber and Butt, 2017). Ces études montrent que les aires protégées tendent à réduire la déforestation, même si l'effet peut être assez faible (Andam et al., 2008; Ferraro et al., 2011; Miteva et al., 2012). En outre, elles soulignent que l'efficacité des aires protégées varie en fonction de divers facteurs comme l'accessibilité, la taille, l'âge et la gouvernance. Par exemple, Pfaff et al. (2015) montrent qu'en Amazonie brésilienne, les aires protégées les plus efficaces en termes de déforestation évitée sont celles situées proches des routes et des villes, là où les pressions de déforestation sont les plus fortes, et non celles situées dans les zones avec peu de pression de déforestation. Pfaff et al. (2014) montrent également que la déforestation évitée est supérieure dans les aires protégées moins restrictives sur les activités anthropiques (dites aires protégées de développement durable, dans lesquelles les communautés locales conservent des droits d'accès aux ressources naturelles) que dans les aires protégées très restrictives (dites aires de protection intégrale) car ces dernières se situent souvent dans des zones isolées et donc moins menacées. L'étude comparative de

Ferraro et al. (2013) en Bolivie, au Costa Rica, en Indonésie et en Thaïlande va également dans ce sens.

Avec les discussions sur les politiques du REDD+, un autre pan de recherche s'est beaucoup développé ces dernières années traitant de la mesure de l'efficacité des projets de paiements pour services environnementaux (PSE) (Caplow et al., 2011; Combes Motel et al., 2009; Pattanayak et al., 2010; Le Velly et al., 2017; Alix-Garcia et al., 2015; Jayachandran et al., 2017). Les résultats des différentes études d'impact varient fortement en fonction des projets et des contextes dans lesquels ils se sont déroulés. De plus, beaucoup d'études s'intéressent également à l'effet des politiques de conservation (aires protégées et/ou PSE) sur d'autres variables résultats comme par exemple la pauvreté (Alix-Garcia et al., 2013; Andam et al., 2010; Clements et al., 2014).

Plus récemment seulement, quelques travaux ont commencé à s'intéresser aux impacts des modes de gestion des forêts de production - c'est-à-dire aux zones allouées à l'exploitation du bois - sur la déforestation (Miteva et al., 2015; Brandt et al., 2016; Rasolofoson et al., 2015; Rana and Sills, 2017; Bruggeman et al., 2015; Cerutti et al., 2017). L'étude de Brandt et al. (2016), portant sur l'impact de l'aménagement des concessions forestières au Congo sur la déforestation, montre que l'aménagement forestier peut être associé à des taux de déforestation légèrement plus élevés que dans les zones exploitées sans plan d'aménagement forestier, soit un résultat contre-intuitif. Cette étude a été très médiatisée lors de sa sortie et a ouvert le débat (Brandt et al., 2018; Karsenty et al., 2017). Plus précisément, Karsenty et al. (2017) mettent en avant des incohérences sur le choix des covariables (variables de contrôle) par rapport à la situation locale et des biais de sélection qui font penser que la situation contrefactuelle construite est peu représentative et peu pertinente, ce qui peut expliquer l'effet mesuré. En expliquant leurs choix méthodologiques et en répondant aux critiques exprimées par Karsenty et al. (2017), Brandt et al. (2018) soulignent l'absence de données adéquates et la nécessité de trouver de meilleures approches pour mieux étudier le lien entre les activités des concessions forestières et l'incidence de la déforestation dans les forêts du Bassin du Congo. Sur le même site d'étude, et en utilisant le même protocole d'évaluation, Brandt et al. (2014) montrent également que la déforestation est plus élevée dans les concessions forestières européennes que dans les concessions asiatiques. A l'inverse, l'analyse de Cerutti et al. (2017) montre que les plans d'aménagement forestier (PAF) implantés au Cameroun entre 1998 et 2009 ont effectivement réduit les émissions de carbone liées aux opérations forestières du fait de la diminution des volumes de bois exploités imposée par les PAF. Ceci tout en offrant un compromis financièrement acceptable pour les entreprises. Toujours au Cameroun, Bruggeman et al. (2015) trouvent que le zonage du territoire a effectivement réduit la déforestation dans le domaine forestier permanent, en particulier dans les concessions forestières. Ces auteurs trouvent le même résultats au Bouthan (Bruggeman et al., 2018). Cependant, leurs deux analyses ne cherchent pas à distinguer les concessions ayant ou non un plan d'aménagement forestier.

La certification forestière FSC a également fait l'objet d'évaluations d'impact. Les résultats sont contrastés en fonction des lieux d'études et tendent à mettre en évidence un effet faible ou non significatif sur la déforestation. Panlasigui et al. (2018) ne trouvent pas d'effet

significatif de la certification FSC sur la réduction de la déforestation ni au Cameroun, ni au Pérou (Panlasigui, 2015). C'est également le cas de l'étude de Blackman et al. (2015, 2017) au Mexique. Dans leur étude comparative au Brésil, au Gabon et en Indonésie, Rana et Sills (2017) trouvent également que la certification tend à réduire la déforestation, mais que l'effet estimé n'est généralement pas significativement différent de zéro. Par contre, Miteva et al. (2015) trouvent un impact faible mais positif de la certification forestière sur la diminution de la déforestation en Indonésie entre 2000 et 2008. Au Chili, Heilmayr et Lambin (2016) montrent que la certification forestière a effectivement réduit la déforestation et que comparée aux autres labels de certification forestière existants au Chili, c'est la certification FSC qui a le plus d'impact. La majorité de ces articles ont été compilés et analysés par Komives et al. (2018) dans leur revue de la littérature sur les effets de la certification FSC sur la déforestation : cette revue montre qu'à l'exception de Heilmayr et Lambin (2016), le corpus d'études émergentes sur l'impact du FSC fournit plutôt des preuves du non-impact du FSC sur les taux mesurés de changement du couvert forestier. D'autres études ont également été menées sur la certification FSC dans le bassin du Congo (Cerutti et al., 2011a, 2014; Medjibe et al., 2013) incluant des aspects socio-économiques, mais ces études n'utilisent pas d'approche empirique d'analyse d'impact.

2. OBJECTIFS DE L'ETUDE : EVALUATION DES MODES DE GESTION DANS LE BASSIN DU CONGO

Aujourd'hui, une grande partie des forêts tropicales ont vocation à produire du bois : les forêts de production couvrent environ 400 millions d'hectares, représentant plus de la moitié des forêts tropicales actuelles (Blaser, 2011; Edwards et al., 2014). C'est le cas dans le bassin du Congo, deuxième massif forestier tropical après l'Amazonie couvrant 169 millions d'hectares de forêt dense humide, où 47 millions d'hectares sont dédiés aux forêts de production, soit près d'un tiers (Ernst et al., 2012 ; FRM, 2018). **Nous étudions le Gabon, le Congo et les zones de forêt dense humide du Cameroun et de la République Centrafricaine (RCA). La République démocratique du Congo (RDC), qui englobe environ 60 % des forêts du bassin du Congo et la Guinée équatoriale ne sont pas incluses dans l'étude.** Dans la zone d'étude, en 2010, plus de trois cent concessions forestières occupent environ 36 millions d'hectares de forêt, ce qui représente environ la moitié¹ de la superficie forestière de la zone étudiée. Mais au Gabon, au Congo et en RCA, bien plus de la moitié des forêts humides du pays sont incluses dans des concessions forestières. En outre, l'exploitation forestière, et notamment l'exportation du bois, représente un secteur relativement important pour l'économie de ces pays.

Légalement, depuis les nouvelles lois forestières de ces pays, mises en œuvre dans les années 1990 (Cameroun) et 2000 (Congo, Gabon, et RCA), toutes les concessions forestières doivent avoir un PAF visant à inscrire l'exploitation du bois dans les principes de gestion durable des forêts. Dans les faits, un peu moins de la moitié des superficies forestières allouées aux

¹ A titre indicatif, les aires protégées occupent 11 % de la superficie forestière de la zone étudiée. Ces chiffres sont issus des données nationales de référence sur le couvert forestier et de la base de données sur les modes de gestion établie dans le cadre de cette étude. Ces données sont présentées partie II.

concessions forestières en activité sont aménagées en 2010. Cependant, la dynamique d'aménagement des concessions évolue rapidement et entre 2010 et 2018, beaucoup de concessions ont été aménagées, augmentant considérablement la proportion des superficies forestières aménagées. En incluant la RDC et la Guinée équatoriale, à l'échelle du Bassin du Congo, c'est d'après FRM (2018) plus de 29 millions d'hectares qui sont aménagés, représentant 57 % des superficies en concessions.

Au vu de l'importance des superficies forestières concernées, de la dynamique actuelle d'aménagement des concessions, et du peu d'études empiriques analysant leurs impacts, il semble pertinent d'analyser plus en détail la question de l'impact des plans d'aménagement forestier (PAF) sur la déforestation dans le bassin du Congo. Notre objectif principal est donc d'identifier et de mesurer les effets de la validation des PAF sur la déforestation. Cette étude s'intéresse également à l'impact de la certification forestière FSC sur la déforestation. Evidemment, les effets attendus des PAF et de la certification ne concernent pas uniquement la déforestation mais un éventail d'impacts, notamment sociaux et économiques. Ces impacts sociaux et économiques ne sont pas l'objet de cette étude qui se concentre uniquement sur l'impact en termes de déforestation. Notre objectif est également d'établir la théorie du changement et d'identifier et tester les hypothèses sur les liens de causalité entre l'aménagement des concessions et la réduction de la déforestation. L'impact des aires protégées, des forêts communautaires et des forêts communales est également étudié via une analyse comparée de leur efficacité pour réduire la déforestation.

Cependant, une simple comparaison entre les différentes modalités de gestion forestière n'est pas suffisante car celles-ci ne sont pas assignées de manière aléatoire sur le territoire et subissent donc différents degrés de pression en termes de déforestation : il y a donc un biais de sélection. En effet, l'aménagement du territoire recherchant en principe à optimiser les utilisations de l'espace, le zonage du territoire qui en résulte n'est pas aléatoire. Par exemple, pour minimiser les coûts de leur mise en œuvre ou les conflits avec le développement socio-économique, les aires protégées sont souvent situées dans des zones relativement isolées, où les dynamiques de déforestation sont plus faibles. Ou, dans le cas des concessions forestières, leur délimitation peut reposer sur la biomasse exploitable. Ces unités de gestion définies de manière non aléatoire dans le territoire peuvent donc être localisées de telles façons qu'elles subissent des degrés de pression plus ou moins forts en termes de déforestation ou de dégradation forestière ce qui génère des biais de sélection. Ainsi, les caractéristiques de localisation et de voisinage sont des variables de confusion importantes car elles influencent à la fois la probabilité d'être incluse dans une unité de gestion (ie. la probabilité de recevoir le « traitement », c'est-à-dire l'intervention que l'on souhaite évaluer) et la déforestation, qui est la variable résultat². Par exemple, une zone localisée loin des routes influence à la fois sa

² La variable de résultat (*outcome*) mesure la déforestation sur une unité d'analyse préalablement choisie. En fonction de l'unité d'analyse choisie, la variable de résultat peut être discrète (binaire) ou (continue).

probabilité d'être incluse dans une aire protégée et sa probabilité de déforestation (Le Velly and Dutilly, 2016; Miteva et al., 2012). L'évaluation de l'impact des modes de gestion sur la déforestation requiert donc des méthodes d'analyse économétrique qui contrôlent ces biais de sélection en prenant en compte des variables de contrôle, également nommées covariables et en effectuant une analyse avec contrefactuel. En effet, l'efficacité des modes de gestion peut être surestimée en comparant simplement des zones sujettes à une régulation spécifique et des zones sans régulation si les choix de zonage ont placé les zones à régulation spécifique dans des espaces où s'exercent moins de pression de déforestation (Baylis et al., 2016; Blackman, 2013; Bruggeman et al., 2018; Miteva et al., 2012).

De manière générale, cette étude s'appuie sur une approche analytique inspirée de la littérature d'évaluation d'impact des politiques de conservation forestière (Baylis et al., 2016 ; Blackman, 2013). Ces études utilisent des jeux de données de déforestation et des données sur la mise en œuvre de ces politiques pour déterminer si ces politiques remplissent leurs objectifs de conservation de l'environnement (Andam et al., 2008; Ferraro et al., 2011; Nolte et al., 2013). Or, les concessions forestières aménagées présentent des similarités particulièrement fortes avec les aires protégées: (i) elles ont toutes deux des limites géographiques claires, dans lesquelles certaines règles de gestion doivent être appliquées, (ii) il existe des dates officielles d'établissement, et donc les résultats avant et après la mise en œuvre de l'intervention de gestion forestière peuvent être comparés, et (iii) les aires protégées et les concessions forestières aménagées sont souvent vastes et situées dans des endroits isolés ou peu accessibles. Du fait de ce dernier point, les mesures de déforestation par analyse d'images satellites sont particulièrement adaptées pour être intégrées dans ces évaluations d'impact concernant de vastes échelles spatiales (Brandt et al., 2016).

L'étude adopte une approche quasi-expérimentale au moyen d'un contrefactuel, c'est à dire en identifiant un groupe témoin (ou groupe de contrôle) dans les concessions non aménagées aussi similaire que possible du groupe traité (concessions aménagées) au niveau de ses caractéristiques initiales (préalables à l'intervention) afin de comparer l'évolution d'une zone traitée par rapport à la situation qui aurait prévalu en l'absence de ce traitement. C'est donc l'effet moyen du traitement sur les traités (ATT, *average treatment effect on the treated*)³ qui

³ Dans l'idéal, pour chaque unité d'analyse, l'effet causal de la politique de gestion forestière devrait être mesuré en comparant la variable résultat (dans notre cas, la déforestation) dans la situation avec le traitement et sans le traitement, le traitement étant l'intervention qui est évaluée. Cependant, il est impossible d'observer les deux cas : pour les unités traitées, nous observons le résultat avec traitement, mais pas sans. Et pour les unités non traitées, nous observons le résultat sans traitement, mais pas avec. Dans chaque cas, le résultat non observé (*missing outcome*) s'appelle le contrefactuel. Le défi général dans l'évaluation d'impact est que, par définition, le contrefactuel n'est pas observé et doit donc être estimé. De ce fait, dans la plupart des études d'impact des politiques forestières sur la déforestation, on estime uniquement le contrefactuel pour les unités traitées. Par conséquent, les effets causaux de la politique évaluée sont mesurés comme la différence entre (i) les résultats moyens des unités traitées qui sont observés, et (ii) les résultats moyens des unités sans traitement, qui sont estimés. Dans la terminologie d'évaluation de la politique, cet effet causal est connu comme l'effet moyen du traitement sur les traités (ATT, *average treatment effect on the treated*). Dans ce cas, on ne peut pas faire l'hypothèse que les impacts auraient été les mêmes si le groupe témoin avait reçu le traitement (Blackman, 2013; Khandker et al., 2009; Le Velly, 2015; Simonet, 2016).

est mesuré. Le principal défi est donc de trouver les contrefactuels qui soient les plus pertinents possibles afin d'estimer ce que le groupe traité serait devenu en l'absence de traitement. La prise en compte des caractéristiques observables et notamment du biais de sélection (caractéristiques de localisation et de voisinage) est fondamentale pour construire des contrefactuels pertinents, tout en faisant l'hypothèse que les zones traitées et les zones témoins ne diffèrent pas sur les dimensions inobservées (Baylis et al., 2016; Le Velly and Dutilly, 2016).

Ce rapport est divisé en trois parties. La première partie documente les modes de gestion forestière et le contexte de la production forestière industrielle. Puis, elle expose les modalités de l'aménagement des concessions forestières et construit la théorie du changement en établissant les hypothèses sur les liens de causalité entre l'aménagement des concessions et la réduction de la déforestation. La deuxième partie présente les données utilisées pour analyser le couvert forestier et les unités de gestion. Puis, elle dresse un état des lieux de la déforestation dans les unités de gestion du bassin du Congo dans une optique descriptive et exploratoire et souligne les biais de sélection que l'étude d'impact devra corriger. La troisième concerne l'analyse empirique de l'impact de l'aménagement des concessions forestières et des différents modes de gestion sur la déforestation. Elle présente la méthodologie d'évaluation d'impact utilisée, les résultats et leur discussion.

PARTIE I : Gestion des forêts et production forestière dans le bassin du Congo

1. MODALITES DE GESTION DES FORETS DU BASSIN DU CONGO

Dans le bassin du Congo, les pays ont tous adopté des principes de gestion forestière similaires, notamment concernant le zonage du territoire et le secteur forestier industriel. Cette partie introduit la notion de classement des forêts et la distinction entre le domaine forestier permanent et non permanent puis décrit les instruments de gestion forestière et leurs objectifs en détaillant les éléments de contexte nécessaires à leur compréhension.

1.1 Zonage et classement des forêts

Dans tous les pays du bassin du Congo, les forêts sont soumises au régime de la domanialité : une propriété publique des forêts, avec une distinction entre le domaine public et le domaine privé de l'État (Karsenty, 2006). De plus, tous les pays du bassin du Congo sauf la RCA, différencient un domaine forestier permanent (DFP) et un domaine forestier non permanent (DFNP, nommé domaine forestier rural au Gabon).

Domaine forestier permanent

Le domaine forestier permanent concerne les zones qui ont été allouées pour rester en permanence des zones forestières. Elles peuvent inclure un certain nombre d'utilisations différentes notamment les aires protégées, qu'il s'agisse des parcs nationaux ou des réserves fauniques, les forêts communales (au Cameroun) et les forêts de production, c'est-à-dire les concessions forestières destinées à faire l'objet d'une gestion forestière durable par le secteur industriel.

En théorie, pour faire partie du domaine forestier permanent, une zone forestière doit être "classée" par un acte administratif, et l'acte de classement créé un droit de propriété privée sur la zone, le statut juridique de la zone passant dans le domaine privé de l'État (ou, le cas échéant, dans le domaine privé de la commune ou des collectivités territoriales). La situation est un peu différente au Gabon : seules les forêts de protection doivent être classées et obtiennent alors le statut juridique de domaine public de l'État. Les forêts de production gabonaises font d'office parties du domaine privé de l'État sans passer par la procédure de classement. Par contre, en RCA, s'il n'y a pas de distinction entre le domaine forestier permanent et le domaine forestier non permanent, c'est tout de même une procédure de classement qui permet de constituer le domaine de l'État (Karsenty, 2006).

Cependant, dans la pratique, la procédure de classement effectif des forêts n'a été entamée qu'au Cameroun. Ainsi, le Cameroun a élaboré un plan de zonage (Côte, 1993), qui délimite, d'une part, le domaine forestier permanent (domaine privé de l'État) et, d'autre part, le domaine forestier non permanent dont les espaces sont à vocation agro-sylvo-pastorale (domaine national). Ce processus de zonage prend en compte les caractéristiques biophysiques et donne la parole aux populations locales pour définir les limites géographiques des unités de gestion, évitant par exemple la présence de villages ou de zones agricoles au sein des concessions forestières. Puis, les unités définies dans les plans de zonage sont officialisées par la procédure de classement. Dans les autres pays du bassin du Congo, la délimitation géographique des concessions se limite pour le moment à un découpage du

territoire ne reposant pas sur ce processus de zonage : les unités ainsi définies peuvent dès lors englober des villes, des villages et des zones agricoles⁴.

Domaine forestier non-permanent

Le domaine forestier non permanent est constitué des zones actuellement forestières, mais qui ne sont pas destinées à rester boisées et peuvent donc être allouées à d'autres utilisations. Le statut juridique de ces forêts varie selon les pays : domaine national (Cameroun), domaine public (Congo) et domaine privé de l'État (Gabon). Ces zones peuvent, entre autres, être affectées à des ventes de bois sur pied (ex. ventes de coupes au Cameroun) ou à des forêts communautaires (au Cameroun et au Gabon). En effet, le Cameroun et le Gabon (mais aussi la Guinée-Equatoriale et la RDC) ont adopté des dispositions juridiques permettant l'exercice de la foresterie communautaire. Ces forêts communautaires sont des forêts gérées par des communautés villageoises avec des objectifs de gestion multiple. Mais que ce soit au Cameroun ou au Gabon, les forêts communautaires font parties du domaine forestier non permanent bien qu'elles soient sous la juridiction du ministère des forêts (cf. partie 1.4 ci-dessous).

1.2 Secteur forestier industriel : les concessions forestières

Les concessions forestières occupent une place primordiale dans la gestion des forêts denses humides du bassin du Congo. À l'échelle régionale, elles couvrent un peu plus d'un quart des forêts, et bien plus de la moitié dans certains pays comme le Gabon, le Congo et la RCA (FRM, 2018). Elles sont la base du secteur forestier industriel, qui est fondé sur un régime concessionnel hérité du passé colonial (Karsenty, 2005 ; Cerruti et al., 2017). Les concessions forestières sont dans le domaine forestier permanent et demeurent dans le domaine privé de l'État. Les permis d'exploitation sont octroyés aux concessions par l'État⁵ et correspondent à un mode de gestion privée sur une propriété publique. Les concessions sont de ce fait un partenariat public-privé (Karsenty, 2006 ; Karsenty et Vermeulen, 2016). Le bénéficiaire jouit de l'exclusivité du droit d'exploiter dans un périmètre et pour une durée déterminée et doit répondre à un cahier des charges, assimilable à un contrat liant le concessionnaire à l'État. Il s'acquitte également de taxes et d'obligations, comme par exemple, aménager la forêt, entretenir des routes, fournir l'eau potable ou d'autres services aux populations locales. Il

⁴ Les concessions sont donc affectées par une déforestation liée au développement de ces villes, villages et zones agricoles. Par exemple, au Congo, la ville de Pokola est incluse dans la concession de la CIB, qui a grandement participé au développement de cette ville et de ses infrastructures (Karsenty, 2005). Dans cette étude, cette déforestation reste comptabilisée dans la déforestation de la concession. Il en est de même pour la déforestation mesurée dans les séries de développement communautaire. En effet, les concessions forestières non aménagées se trouvent dans la même situation de découpage géographique sans zonage préalable, et sont donc également affectées par une déforestation liée à la présence de villages et zones agricoles en leur sein. Comptabiliser de manière différente la déforestation situées dans les séries de développement communautaire des concessions aménagées sans pouvoir faire de même pour les concessions non aménagées, pourrait donc biaiser les résultats.

⁵ Les concessions sont majoritairement octroyées par l'État mais peuvent également être octroyées par une collectivité publique, comme c'est le cas pour l'exploitation des forêts communales au Cameroun (Karsenty, 2005).

représente également un des rares pourvoyeurs d'emploi dans des régions pour la plupart enclavées (Karsenty et Vermeulen, 2016). La durée des permis d'exploitation varie de 15 ans renouvelables (Cameroun) à 99 ans (RCA).

Les nouvelles générations de lois forestières⁶ des pays du bassin du Congo rendent obligatoire l'aménagement des concessions forestières⁷ par le biais d'un plan d'aménagement forestier (PAF). Dans les faits, la mise en œuvre de la loi n'est pas respectée et, à l'échelle du Bassin du Congo, à peine plus de la moitié des concessions forestières sont aménagées (57 %), représentant 29 millions d'hectares (FRM, 2018). Dans tous les pays sauf en RCA, le PAF est réalisé par les sociétés forestières, sur la base des normes nationales et sous le contrôle des administrations forestières : après attribution, l'entreprise forestière peut immédiatement commencer l'exploitation du bois, mais elle est tenue de préparer un PAF dans un délai maximum de trois ans. Le PAF est ensuite envoyé au ministère, qui doit évaluer la qualité du plan et soit l'approuver, soit le renvoyer à l'entreprise avec une demande de révision. Celle-ci doit donc le soumettre à nouveau. En pratique, ce délai de trois ans est peu respecté (Cerutti et al., 2017). De plus, le délai entre la soumission du PAF et sa validation par les autorités compétentes est également long. La RCA quant à elle a bénéficié depuis 2000 d'un projet préparant des plans de gestion pour les concessionnaires (projet PARPAF financé par l'AFD). Ainsi c'est le seul pays du bassin du Congo où une structure publique réalise les plans d'aménagement pour les concessionnaires.

En plus de l'aménagement, les concessions peuvent accéder à la certification forestière. Deux systèmes de certification sont actifs en Afrique Centrale : i) la certification de légalité, représentée par les certificats VLC (*Verification of Legal Compliance*) et OLG (*Origine Légale des Bois*) et la certification de bonne gestion forestière, certification plus exigeante, représentée par le FSC (*Forest Stewardship Council*). En raison des inquiétudes sur la bonne gouvernance des États, ces certifications garantissent le respect des lois et réglementations, et, dans le cas du FSC, de la bonne mise en œuvre des plans d'aménagement validés. Dans cette étude, seule la certification FSC est prise en compte, celle-ci étant plus exigeante et englobant à la fois les exigences de légalité et de gestion durable. Elle est présente dans le bassin du Congo depuis 2005.

Actuellement, le FSC fait face à plusieurs défis dans la région. Premièrement, après une forte évolution des superficies certifiées entre 2005 et 2013 qui a donné une avance significative au bassin du Congo par rapport au bassin amazonien, les superficies certifiées ont stagné pendant plusieurs années pour finalement diminuer, passant de 5,4 millions à 4,9 millions d'hectares en 2018 (Auger-Schwartzenberg, 2018). Cette diminution est particulièrement

⁶ Au Cameroun, loi 94/01 de 1994 portant régime des forêts, de la faune et de la pêche ; au Congo, loi 16/2000 de 2000 portant Code forestier, notamment complété par le décret 2002/437 fixant les conditions de gestion et d'utilisation des forêts ; au Gabon, loi 16/01 de 2001 portant Code forestier, et en RCA, loi n°9003 de 1990 concernant l'exploitation forestière, dont le décret n°91.098 de 1991 fixant les modalités d'octroi des permis d'exploitation et aménagement (PEA) et loi n°08.022 de 2008 régissant les activités liées aux forêts (OFAC, 2016)

⁷ A noter qu'une concession forestière est une unité d'exploitation forestière gérée par une compagnie qui peut être composée d'une ou plusieurs unités forestière d'aménagement (UFA) et que chaque UFA doit faire l'objet d'un plan d'aménagement et, le cas échéant, d'une certification.

importante au Cameroun et au Gabon, où le recul s'explique d'une part par les difficultés financières de certaines entreprises certifiées (ex. faillite de l'entreprise Rougier au Cameroun en 2018), notamment du fait de la concurrence déloyale des entreprises ne respectant pas les critères légaux et des difficultés à viabiliser économiquement un deuxième cycle d'exploitation, et d'autre part, par la vente de concessions européennes à des industriels asiatiques dont les clients ne sont pas demandeurs de bois certifié (Doucet, 2018). Deuxièmement, en septembre 2018, le président gabonais Ali Bongo a affirmé que d'ici à 2022, 100 % des concessions forestières du Gabon devront être certifiées par le FSC : « *Toute entreprise forestière opérant au Gabon, non engagée dans ce processus de certification, se verra retirer son permis* ». Cette annonce ouvre beaucoup de questions sur la mise en œuvre de cette mesure ainsi que sur les opportunités et les menaces qu'elle peut représenter pour la gestion durable des forêts du bassin du Congo et le label FSC (Karsenty, 2018).

1.3 Autres permis d'exploitation forestières

En plus des concessions forestières industrielles, il existe également d'autres types de permis d'exploitation forestier basés sur le volume exploité ou la surface, mais ceux-ci concernent des surfaces plus restreintes. L'exploitation forestière s'y fait essentiellement de manière artisanale. En fonction des types de permis, ils peuvent être attribués pour l'exploitation du domaine forestier permanent ou non permanent. Il s'agit principalement⁸ des ventes de coupes au Cameroun et des permis forestiers associés (PFA) au Gabon (encadrés 1 et 2 ci-dessous). Seuls les PFA ont vocation à être aménagé et à s'inscrire dans une optique de gestion durable. Pour les autres types de permis, il n'y a aucune forme de gestion ou de suivi. D'ailleurs, afin de lutter contre l'exploitation illégale, les gouvernements tendent à réduire la place de ces permis du fait de trop nombreux dépassements des volumes autorisés, et du fait qu'ils peuvent devenir des moyens de contournement des quotas imposés aux concessions et des vecteurs de fraudes fiscales (Karsenty, 2006).

⁸ A noter cependant qu'au Congo, il existe également des permis spéciaux réservés aux personnes physiques de nationalité congolaise, aux organisations non gouvernementales et aux associations de droit congolais. Ils confèrent à leur titulaire le droit d'exploiter à des fins commerciales des produits forestiers accessoires dans les quantités et les lieux qu'il précise. Sous certaines conditions, ces permis peuvent autoriser l'exploitation des essences de bois d'œuvre dans des quantités limitées, spécifiées par arrêté du ministre chargé des eaux et forêts (Loi n°16-2000 du 20 novembre 2000). Par contre, la RCA n'est pas concernée par ces types de permis, le seul titre formel d'exploitation forestière étant le permis d'exploitation et aménagement (PEA) délivré aux concessions forestières industrielles.

Encadré 1. Permis de gré à gré (PGG) et permis forestier associé (PFA) au Gabon

Au Gabon, il existe deux types de permis : i) les permis forestiers associés (PFA) délivrés dans les forêts du domaine forestier permanent, hormis les forêts domaniales classées, qui sont des permis de surface réservés aux gabonais. La superficie d'un PFA ne peut être supérieure à 15 000 hectares lorsqu'il est intégré dans une concession aménagée et 50 000 hectares lorsqu'il fait l'objet d'un aménagement par le titulaire ; ii) les permis de gré à gré (PGG) délivrés dans les forêts du domaine forestier rural à des fins de transformation locale aux seuls gabonais. Il concerne l'attribution d'un maximum de 50 pieds d'arbres dans des périmètres préalablement identifiés et matérialisés par l'administration des Eaux et Forêts (Loi n°16-01 du 31 décembre 2001).

Encadré 2. Vente de coupes (VC) au Cameroun

Au Cameroun, il s'agit principalement de la vente de coupes (VC), une autorisation d'exploiter une superficie ne pouvant dépasser 2 500 hectares avec un volume précis de bois vendu sur pied. Elles sont attribuées sur le court terme (3 ans maximum). D'après FRM (2018), les ventes de coupes représentent actuellement 224 000 ha et produisent annuellement 700 000 m³ de grumes soit 24 % de la production de grumes du pays. Mais il existe également d'autres types de petit permis qui concernent des volumes moindres, comme les permis d'exploitation qui s'appliquent au bois d'œuvre (volume maximum de 500 m³ bruts), à des produits spéciaux et au bois de chauffe ou perches à but lucratif, ou encore l'autorisation personnelle de coupe (volume maximum de 30 m³ bruts à but non lucratif) et l'autorisation de récupération de bois, deux autorisation ne concernant pas les riverains qui conservent leur droit d'usage (loi N°94/01 du 20 janvier 1994).

1.4 Les forêts communautaires

Le Cameroun et le Gabon ont adopté des dispositions juridiques permettant la création de forêt communautaire. Cette dynamique s'inscrit dans une dynamique de décentralisation et de délégation de pouvoir aux communautés rurales et aux collectivités pour une gestion durable des forêts. Ainsi, par cette délégation de pouvoir, les États veulent répondre aux défis de la foresterie communautaire et participative : un concept en vogue depuis les années 80 qui prône l'implication des populations locales dans la gestion de la ressource forestière et qui a été fortement soutenu par la Banque Mondiale dans la région (FAO, 2016; Ribot, 2002).

Au Cameroun et au Gabon, l'objectif principal des forêts communautaires est de faciliter la participation des communautés locales à la gestion durable et équitable des ressources naturelles, et leur accès aux bénéfices sociaux et économiques de ces ressources. La gestion des ressources naturelles par les communautés devrait donc permettre d'améliorer leurs conditions de vie et le développement local. C'est également pour les communautés un moyen de sécuriser leur accès à leur terroir et à ses ressources naturelles (FAO, 2016).

Dans les deux pays, les forêts communautaires font parties du domaine forestier non-permanent mais sont sous la juridiction du ministère des forêts. Leur gestion obéit à des règles, qui doivent être définies dans un plan simple de gestion sur la base d'une convention

de gestion entre une communauté villageoise et l'administration des forêts. Ces plans de gestion concernent majoritairement la production de bois d'œuvre (CED et al., 2017). A titre indicatif, en 2016, au Cameroun, 330 plans simples de gestion des forêts communautaires ont été approuvés, couvrant une superficie de 1,8 millions d'hectares, et plus de 150 forêts communautaires sont en activité, débitant plus de 10 000 m³ chaque année (MINOF, 2016).

Le Cameroun est le pays le plus avancé sur la mise en place des forêts communautaires : les forêts communautaires font parties des dispositifs prévus par la loi forestière de 1994 et les premières forêts communautaires sont créées dès 1997. Leur superficie ne peut excéder 5 000 hectares et sont attribuées pour 25 ans. L'État, à travers une convention de gestion, transfère la gestion de la forêt à la communauté, mais pas le foncier (qui reste dans le domaine national) (Cuny, 2011). La surveillance de la forêt communautaire incombe à la communauté concernée. Le décret d'application de 1995 précise que les forêts pouvant faire l'objet d'une convention de gestion de forêt communautaire sont celles situées à la périphérie, ou à proximité, d'une ou de plusieurs communautés et dans lesquelles leurs populations exercent leurs activités. De plus, un arrêté ministériel de 2001 apporte un élément supplémentaire à ce que prévoit la loi de 1994 : le droit de préemption, c'est-à-dire une priorité accordée aux villageois pour créer leur forêt communautaire par rapport aux autres acteurs désirant exploiter une zone (par exemple, via une vente de coupes) (Cuny, 2011).

Cependant, les forêts communautaires s'inscrivent dans un contexte particulier du fait de l'absence de tradition d'exploitation forestière communautaire et du fait de la présence d'opérateurs forestiers pouvant jouer le rôle de promoteurs de forêts communautaires et/ou de sous-traitants de leurs droits. En effet, lorsque la forêt communautaire est officiellement agréée et que les autorisations d'exploitation sont délivrées, les communautés peuvent choisir entre négocier un contrat avec un opérateur externe qui gérera les opérations d'exploitation lui-même selon le plan de gestion simplifié ou de gérer les opérations d'abattage elles-mêmes (en régie), puis de vendre les sciages sur le marché. Or, du fait de plusieurs difficultés techniques et organisationnelles, beaucoup de communautés choisissent la première option et délèguent l'exploitation des ressources à un exploitant forestier tiers, qui emploie alors de la main d'œuvre issue de la communauté (Ezzine-de-Blas et al., 2009).

L'exploitation forestière se fait de manière artisanale ou industrielle. Dans le premier cas, les grumes sont transformées dans la forêt à l'aide de tronçonneuse et de scieries transportables et les personnes transportent les sciages du lieu de l'abattage au point de transport. Dans le deuxième cas, la même machinerie lourde que dans les concessions industrielles est utilisée : après abattage, les grumes sont empilées et transportées par camion pour être transformées en dehors de la forêt communautaire. Normalement, depuis 2001, une lettre circulaire limite l'exploitation industrielle dans les forêts communautaires camerounaises, mais cette pratique perdure en raison de la faiblesse de l'application des lois. Evidemment, les différences entre ces deux modes d'exploitation dans les moyens employés et la productivité qui en résulte sont considérables (Cuny, 2011; Ezzine-de-Blas et al., 2009).

Actuellement, de nombreuses études considèrent que l'expérience de foresterie communautaire au Cameroun a un succès très mitigé, et que les forêts communautaires n'ont

pas produits les améliorations espérées en terme de décentralisation, de qualité de vie et de réduction de la déforestation (CED et al., 2017; Cuny et al., 2006).

Au Gabon, le processus est plus récent et les premières forêts communautaires sont créées qu'en 2013. C'est l'arrêté de 31 janvier 2013 qui fixe les procédures d'attribution et de gestion des forêts communautaires au Gabon, selon le code forestier gabonais de 2001 et le décret de 2004 fixant les conditions de création de forêts communautaires. Il définit la forêt communautaire comme : « *une portion du domaine forestier rural affectée à une communauté villageoise en vue de mener des activités ou d'entreprendre des processus dynamiques pour une gestion durable des ressources naturelles à partir d'un plan de gestion simplifié sur la base d'une convention de gestion, entre l'administration des Eaux et Forêts et une communauté villageoise organisée en entité juridique de gestion* ». Le plan simple de gestion comprend un plan de développement local qui définit les projets de la communauté qui seront financés par les revenus issus de la forêt. La validation du plan simple de gestion par l'administration en charge des forêts délivre la convention définitive de gestion, qui octroie au village la jouissance de la forêt communautaire pour 20 ans. De plus, en 2014, un arrêté a été adopté pour sécuriser les espaces sur lesquels les forêts communautaires peuvent être créées. En effet, au Gabon, l'absence de cartographie précise du domaine forestier rural et la procédure relativement longue d'attribution de la forêt communautaire font qu'il y a des risques, pendant la procédure d'attribution d'une forêt communautaire, qu'un permis forestier soit attribué à un tiers sur cette même zone (ClientEarth, 2018).

1.5 Les forêts communales

Seul le Cameroun a créé des forêts communales. Les forêts communales y ont été officiellement adoptées avec la loi forestière de 1994. Cette loi s'inscrit dans un processus de décentralisation et donne aux communes le droit de créer leur propre domaine forestier au sein du domaine forestier permanent de l'État, ceci à la suite de la préparation d'un plan d'aménagement forestier approuvé par l'administration chargée des forêts. Ainsi, toute forêt ayant fait l'objet d'un acte de classement pour le compte de la commune concernée ou qui a été implantée par celle-ci sur un terrain communal, est considérée comme forêt communale. Cette forêt entre alors dans le domaine privé de la commune. Ainsi, au contraire des forêts communautaires, il y a un transfert du foncier de l'État vers la commune. La dynamique autour de la création des forêts communales a été renforcée par l'adoption des lois de décentralisation de 2004 qui prévoient un transfert des ressources, des moyens et des compétences aux collectivités décentralisées (Cuny, 2011). Ainsi, à partir de la deuxième moitié des années 2000, de nombreuses forêts communales ont été créées et en 2016, le Cameroun disposait de 26 forêts communales couvrant une superficie d'environ 700 000 hectares, dont vingt d'entre elles avaient un plan d'aménagement validé. Elles ont permis la production de 1 600 000 m³ de bois (MINFOF, 2016). La superficie moyenne des forêts communales hors plantation est d'environ 20 000 hectares, soit le quadruple de la superficie maximale des forêts communautaires.

D'une certaine manière, les forêts communales représentent un aménagement forestier intermédiaire entre les concessions industrielles et les forêts communautaires : d'un côté,

elles partagent avec le modèle des grandes concessions un aménagement technique sophistiqué centré sur les ressources ligneuses commerciales, mais, contrairement à celles-ci, elles sont dans l'obligation de composer avec les aspirations, les intérêts et les usages des populations locales et se rapprochent ainsi du modèle des forêts communautaires (Poissonnet and Lescuyer, 2005). Aussi, les objectifs des forêts communales peuvent être multiples et ne sont pas limités à l'exploitation du bois, ils peuvent aussi concernez la conservation ou l'écotourisme, et ont pour objectifs de créer des revenus directs pour la commune, des emplois et du bien-être pour les populations (Cuny, 2011).

De plus, en 2012, le gouvernement a transmis aux communes la gestion de 43 réserves forestières couvrant une superficie globale de 150 086 hectares assises sur les trois zones écologiques du pays, à savoir les zones de savane sèche, de savane humide et de forêt dense (décision 2002 du MINFOF du 21 août 2012 fixant la liste et les modalités de transfert de la gestion de certaines réserves forestières).

1.6 Les aires protégées⁹

Dans la plupart des pays d'Afrique centrale, les premières générations d'aires protégées ont été instituées au cours de la période coloniale, dès le début du XXe siècle. La création de ces sites correspondait à des stratégies de mise en repos des ressources face à une exploitation potentiellement abusive de la grande faune ou du bois d'œuvre. Ainsi, les premières réserves de faune ont vu le jour dans les années 1930. Puis, le mouvement de création d'aires protégées s'est amplifié dans les années 45 à 60, les pouvoirs coloniaux identifiant de nouveaux territoires de conservation, en général sur de vastes superficies relativement peu peuplées et éloignées des pôles de développement économique et, pour la plupart, situés dans des régions de savanes ou de contact forêt-savane. Les quelques réserves créées en zone forestière visaient principalement à maintenir la capacité de production de bois d'œuvre et ne bénéficiaient donc pas d'un statut de conservation très fort, pouvant être régulièrement soumises à exploitation. Le réseau d'aires protégées est ensuite renforcé dans les années 1960-1970.

À partir de la deuxième moitié des années 1980 et dans le contexte de la conférence de Rio en 1992, des initiatives se mettent en place pour répondre aux défis de la dégradation des aires protégées d'Afrique centrale et aux défis d'association entre conservation et développement, avec pour objectif d'intégrer les actions de conservation dans un développement local et national. Dans ce cadre, de nombreux bailleurs de fonds commencent à intensifier leur appui financier et des ONG internationales commencent à s'installer durablement dans le bassin du Congo. Dans les années 2000 et 2010, de nouvelles aires protégées sont créées en nombre dans la région et on observe également un renforcement des dynamiques de coopération régionale d'un point de vue institutionnel et fonctionnel. Des traités et accords bilatéraux et multilatéraux sont signés afin d'améliorer l'efficacité des politiques de conservation et de la gestion des aires protégées, en particulier dans les espaces

⁹ Partie rédigée essentiellement à partir de l'État des Aires Protégées d'Afrique Centrale (EdAP, 2015) et des informations disponibles sur le site de l'OFAC, rubrique « aires protégées », disponible sur : <https://www.observatoire-comifac.net/africa/ap>

transfrontaliers (ex. réseaux d'aires protégées et lutte contre le grand braconnage qui s'est fortement internationalisé).

Plus récemment, les difficultés financières des États et le manque d'investissement dans les aires protégées, aggravés par des problèmes de gouvernance, associés à des pressions sans cesse grandissantes, ont incité les États à s'orienter vers une gestion déléguée ou partagée des aires protégées. Ainsi, des délégations de gestion auprès de structures privées ou d'ONGs se mettent en place, formes de gouvernance distinctes de la gouvernance unique par les services étatiques. Une certaine décentralisation apparaît aussi, la dévolution de certaines responsabilités aux populations rurales, aux collectivités et à des acteurs privés devenant une nécessité face au manque de moyen humain et financier.

Dans cette étude, toutes les aires protégées sont prises en compte en réalisant une distinction entre parcs nationaux et les autres types d'aires protégées (ex. réserve de faune, réserve de biosphère, etc.), les parcs nationaux ayant en général plus de moyens et d'objectifs de conservation. Ils appartiennent à la catégorie II de l'IUCN qui a pour objectif de protéger la biodiversité naturelle, la structure écologique et les processus environnementaux sous-jacents ainsi que de promouvoir l'éducation et les loisirs. Au contraire, la majorité des autres aires protégées appartiennent à la catégorie IV, moins contraignante, définie comme les zones de gestion de l'habitat / des espèces visant à maintenir, conserver et restaurer des espèces et des habitats particuliers (Dudley, 2008). Sur l'ensemble des pays étudiés, les aires protégées couvrent environ 11 millions d'hectares dont 80 % sont forestiers. Ainsi les aires protégées représentent 11 % de la superficie forestière de la zone étudiée.

1.7 Au-delà de la gestion forestière, la suprématie des permis miniers et le regain d'intérêt pour les projets agro-industriels

Des permis miniers d'exploration ont été massivement accordés par les pays du bassin du Congo et recouvrent de grandes parties des forêts denses déjà attribuées à des concessionnaires forestiers, à des communautés villageoises ou à des unités de conservation, occasionnant de nombreux conflits fonciers (Marquant et al., 2015). En effet, le continent africain est riche en réserve de minéraux : on estime qu'il renferme 30 % des réserves mondiales et qu'au moins 60 % se situeraient dans le sous-sol forestier du Bassin du Congo (Edwards et al., 2014). Or, les permis miniers et l'exploitation du sous-sol ont la priorité sur les autres formes d'exploitation des ressources. Cependant, pour le moment, peu de projets miniers industriels ont pu débuter dans les forêts du bassin du Congo et cela pour des raisons financières, administratives et de volatilité des cours des minéraux qui découragent l'investissement (Marquant et al., 2015).

En plus des permis miniers, des concessions pour l'agro-industrie sont également délivrées. Aussi, si jusqu'à présent l'agriculture industrielle n'a pas causé de déforestation importante dans le bassin du Congo, la situation commence à changer avec le regain d'intérêts d'investisseurs étrangers pour le bassin du Congo et l'attribution de nouvelles concessions pour l'agro-industrie dans des zones forestières. Cela peut occasionner la sortie de ces forêts du domaine forestier permanent et leur conversion en zones agricoles. Les forêts considérées

comme dégradées sont particulièrement vulnérables à être converties en concessions agro-industrielles (Feintrenie et al., 2016; Marquant et al., 2015).

Finalement, du fait de la priorité accordée par les États à l'exploitation minière ou à certains types d'agro-industries, les conflits fonciers entre différents secteurs d'activités tendent à être réactivés. De manière générale, le développement économique en cours dans la sous-région se traduira nécessairement par des choix sur l'attribution des terres aux différents secteurs d'activité et sur la gestion et la compensation éventuelle des impacts des projets industriels, avec une pression de plus en plus importante sur les forêts (Marquant et al., 2015). Ces divers usages des ressources et les conflits associés nécessiteront une planification intersectorielle de l'affectation des terres (Pesche et al., 2016).

2. LE SECTEUR FORESTIER INDUSTRIEL DANS LE BASSIN DU CONGO

Comme nous l'avons vu, la production forestière industrielle est réalisée à grande échelle et occupe une place primordiale dans la gestion des forêts denses humides du bassin du Congo, les concessions forestières industrielles couvrant plus de la moitié des forêts de certains pays comme le Gabon, le Congo et la RCA. Afin de mieux documenter la situation du secteur forestier industriel dans le bassin du Congo, cette partie dresse un état des lieux de la production forestière industrielle à l'échelle du bassin du Congo, puis pour chaque pays étudié. Elle documente le contexte forestier et législatif de chaque pays ainsi que la situation de son secteur forestier et industriel et souligne leurs spécificités et points communs.

2.1 La production forestière industrielle à l'échelle régionale

La production forestière industrielle est réalisée à grande échelle et les concessions forestières occupent une place primordiale dans la gestion des forêts denses humides du bassin du Congo, couvrant un peu plus d'un quart de leur surface (FRM, 2018). La production est orientée vers l'exportation et les opérateurs industriels n'ont qu'une place marginale sur les marchés intérieurs, le marché local étant essentiellement approvisionné par le secteur artisanal. Les principales destinations d'exportation sont l'Union Européenne et l'Asie, la part de l'Asie étant en augmentation forte, représentant environ 66 % des volumes exportés en 2014 (OFAC, 2016). Les pays du bassin du Congo exigent de plus en plus des opérateurs de la filière forestière qu'ils s'assurent d'une valorisation plus poussée des grumes extraites des forêts et, pour cela, ils imposent des taux de transformation minimum légaux. Il s'agit majoritairement de la réalisation d'une première transformation par sciage puis par séchage artificiel. Ainsi, le niveau de transformation des bois destinés à l'exportation a fortement progressé ces dernières années dans la région pour atteindre aujourd'hui environ deux tiers de la production de grumes transformé localement. Cette situation bénéficie d'une grosse contribution du Gabon du fait de sa mesure prise en 2009 pour interdire totalement l'exportation de grumes (OFAC, 2016).

En termes de production, le bassin du Congo ne pèse que cinq pourcents de la production de grumes de bois tropicaux dans le monde, se positionnant en dernière position parmi les trois grands bassins forestiers producteurs de bois tropicaux (OFAC, 2016 ; FRM, 2018). La production a lentement augmenté, produisant annuellement près de huit millions de mètres cubes de grumes entre 1997 et 2007, puis s'est contractée en 2008 en raison de la crise internationale qui n'a pas épargné le marché des bois tropicaux. En 2014, d'après l'OFAC, la production annuelle de grumes en Afrique centrale provient à 40 % du Cameroun, à 24 % du Gabon, à 22 % du Congo, et seulement à 7 % de Guinée Equatoriale, 4 % de RCA et 3 % de RDC. Cette production est dominée par quelques essences, les trois essences les plus exploitées représentant 54 % de la production du secteur formel et six essences représentent 90 % de la production. L'Okoumé¹⁰ est, avec 1,7 millions de mètres cubes de grumes produits en 2014, la première essence exploitée en Afrique Centrale. Le Sapelli arrive en seconde position, avec 1 million de mètres cubes dont le Congo et le Cameroun sont les principaux producteurs. L'Ayous est la troisième essence la plus exploitée, avec environ 800 000 mètres cubes, provenant essentiellement du Cameroun. Puis viennent le Tali, l'Azobé et l'Okan. La part globale des autres essences progresse peu. Les taux de prélèvement en forêt sont faibles, variant de 4 à 13 m³ par hectare tous les 25 ans, soit une moyenne de 0,16 à 0,52 m³/ha/an selon les pays (FRM, 2018).

Les concessions de RCA, du Nord-Congo et de l'Est-Cameroun sont éloignées des ports d'exportation et font face à des coûts logistiques élevés. Si jusqu'à la fin des années 1990, le corridor fluvio-ferroviaire était le principal axe de transport des marchandises de RCA (et dans une moindre mesure du Nord-Congo car l'exploitation y était à cette époque encore anecdotique), celui-ci a cédé sa place au transport routier, principalement du fait de l'engorgement puis du blocage du port fluvial de Brazzaville, des troubles socio-politiques congolais et de la sous-capacité structurelle du chemin de fer Congo-Océan. Depuis, l'exportation des grumes et produits forestier transformés de ces régions se fait par le port de Douala au Cameroun avec un long transport routier (et parfois ferro-routier) via la République Centrafricaine (RCA) et/ou le Cameroun. Ce trajet est très couteux, se fait via des pistes en latérite entretenues par les forestiers jusqu'à Bertoua ou encore Sangmélima¹¹ et fait face à d'importantes ponctions illégales sur les barrages routiers du Cameroun (« argent de route »). Depuis 2016, cette situation est en train de changer du fait de la réhabilitation du port fluvial de Brazzaville, de la relance du corridor fluvio-ferroviaire Brazzaville-Pointe Noire et de l'asphaltage de deux grands axes routiers congolais : la RN2 (Ouesso-Brazzaville) et la RN1 (Brazzaville-Pointe Noire). Ainsi, un flux croissant de produits forestiers du Nord-Congo commence à aller vers le port de Pointe Noire. Cependant, le transport routier congolais reste cher même par les nouvelles routes goudronnées (de plus une partie de la RN2 n'est plus praticable par les grumiers du fait d'une limitation du tonnage sur le tronçon Oyo-Brazzaville

¹⁰ L'Okoumé est une espèce héliophile, colonisatrice des champs abandonnés et des savanes, utilisée pour la fabrication de contre-plaqué. Elle est très présente dans le sud du Congo et dans les régions côtières du Gabon.

¹¹ A noter que l'axe Ouesso – Souanké – Sangmélima – Douala et Kribi est en cours de bitumage et va considérablement améliorer les coûts, la rapidité et la fiabilité de l'accès aux ports camerounais d'ici 5 ans (FRM, 2018).

depuis 2017) tandis que la capacité logistique du corridor fluvio-ferroviaire est encore faible et les coûts du port de Pointe Noire très élevés. Aussi le transport fluvial redevient une solution logistique intéressante pour les concessions ayant un accès à une voie navigable, notamment à proximité d'Ouesso sur la Sangha et également pour les concessions ayant un accès à l'Oubangui, bien que ce fleuve soit navigable qu'une partie de l'année en amont d'Impfondo (FRM, 2018).

2.2 Le Cameroun, pays pionnier de la réforme du secteur forestier dans le bassin du Congo

Le Cameroun, d'une superficie de 47.5 millions d'hectares, compte plus de 19 millions d'hectares de forêts denses humides, une superficie légèrement inférieure à celle du Congo (plus de 21 millions d'hectares de forêt) et au Gabon (plus de 22 millions d'hectares de forêt) qui le positionne en 4^{ème} position à l'échelle régionale, la RDC étant de loin le plus grand pays forestier en Afrique Centrale (plus de 114 millions d'hectares de forêt) (Ernst et al., 2012). La couverture forestière du Cameroun se caractérise par deux types de forêts dominants : les forêts denses de basse altitude, strate forestière sur laquelle se pratique l'exploitation forestière formelle, et les mangroves qui ne sont pas, ou difficilement, valorisables par un modèle d'exploitation industrielle. Le Cameroun compte ainsi plus de la moitié des mangroves du bassin du Congo, le reste étant situé au Gabon. Environ 8,5 millions d'hectares sont affectés à la production au sein de concessions forestières et de forêts communales et il reste environ 8 millions d'hectares de forêts non affectées. Cependant ces forêts non affectées sont dans leur majorité dégradée, le potentiel de développement de nouvelles concessions est donc faible (FRM, 2018).

En termes de population, le Cameroun est très peuplé par rapport aux Gabon et au Congo : la population du Cameroun est estimée à environ 23 millions d'habitants en 2017 avec une croissance de 2,37 % par an et une densité d'habitant de 48,9 habitants/km². Sa population représente plus de la moitié de la population de la CEMAC (Communauté économique et monétaire de l'Afrique centrale) (Atlas des populations et pays du monde, 2017).

Encouragé par la communauté internationale, notamment la Banque Mondiale, le Cameroun est le premier pays du bassin du Congo à avoir reformé son secteur forestier, avec la parution du premier code forestier de « nouvelle génération » en 1994 (Ezzine de Blas et al., 2006). Une des motivations était d'augmenter les revenus issus de l'industrie forestière et également d'obliger les concessions forestières à accorder plus d'attention aux communautés locales et à la conservation des écosystèmes (Karsenty, 2016). Ce nouveau cadre juridique a profondément modifié les règles d'accès aux ressources forestières. Il a permis d'augmenter les recettes fiscales et de réaliser un plan de zonage national de l'espace forestier (Côte, 1993). C'est le seul pays de la zone d'étude à avoir délimité ses zones de concessions sur la base d'un zonage national et à avoir officialisé les limites de ses concessions par la procédure de classement. C'est également le pays le plus avancé sur son processus de décentralisation : la loi forestière de 1994 prévoit la participation de nouveaux acteurs à la gestion des ressources

forestières et fauniques et institue les forêts communautaires et forêts communales. Puis, la loi de 2004 sur la décentralisation a renforcé le rôle des communes dans le développement de leur territoire et la gestion de leurs ressources naturelles. Ainsi à partir de 2004, de nombreuses forêts communales sont créées. De plus, en 2012, le gouvernement a transmis aux communes la gestion de ses réserves forestières. Le Cameroun est également le premier pays à signer un accord de partenariat volontaires (APV) dans le cadre du FLEGT (*Forest Law Enforcement Governance and Trade*) avec la Commission Européenne (Blaser, 2011; Bruggeman et al., 2015).

Le secteur forestier camerounais se distingue dans le bassin du Congo par l'engagement fort et précoce des concessionnaires forestiers dans l'aménagement et la certification : d'une part, les premières concessions sont aménagées dès le début des années 2000 et la majorité des concessions sont aménagées aujourd'hui, et d'autre part, les premières concessions sont certifiées par le FSC dès 2005 (les premières dans la région) et le Cameroun représente aujourd'hui plus du tiers des surfaces certifiées dans le Bassin du Congo. Le Cameroun se distingue également par des concessions forestières de petites tailles pour la région (moins de 50 000 ha en moyenne). Cependant, malgré toutes ces caractéristiques et efforts, l'exploitation illégale ou informelle¹², des forêts reste importante (Blaser, 2011) et des irrégularités dans la validation et l'application des plans d'aménagement sont relevées (Cerutti et al., 2008, 2011).

Le secteur forestier du Cameroun contribue de manière significative aux économies nationale et locale, en fournissant des emplois, en générant des recettes fiscales et en permettant la création de routes, d'écoles et de centres de santé du fait des contrats sociaux des entreprises forestières (WRI, 2007). L'industrie forestière emploie environ 15 000 travailleurs, auxquels s'ajoute de nombreux emplois dans le transport ainsi que des personnes travaillant dans l'économie locale du bois et le secteur informel (Blaser, 2011 ; FRM, 2018). Les produits forestiers sont également une des sources principales des revenus de l'exportation, avec une valeur estimée à 650 millions de US\$ en 2004 (Blaser, 2011) et une contribution du secteur forêt-faune au PIB hors pétrole de 4 % (CIFOR, 2013). Ainsi, le Cameroun se positionne comme le 3ème exportateur mondial de grumes tropicales et également le 3ème exportateur de sciages tropicaux avec un contexte logistique favorable du fait de la mise en service du port en eaux profondes de Kribi début 2018. Il est le principal producteur de grumes du Bassin du Congo, avec une augmentation forte des exportations vers l'Asie, celles-ci ayant dépassé celles vers l'Union Européenne depuis 2011 (FRM, 2018).

Après une période délicate liée à la crise internationale de 2008 et à la réglementation sur l'export de grumes, la production de bois au Cameroun augmente régulièrement depuis 2010.

¹² En raison de réglementations inadéquates pour lutter contre l'exploitation illégale au Cameroun et dans l'ensemble de la zone d'étude, « illégal » est généralement synonyme d' « informel ». En effet, les petits exploitants forestiers tendent à échapper aux taxes formelles et à se situer en dehors du système de légalité (Karsenty et al., 2008).

D'après FRM (2018)¹³, la production de grumes du Cameroun est de l'ordre de 3 millions de m³ par an dont 700 000 m³ issus des ventes de coupes et seulement 50 000m³ issus des forêts communales. A cela s'ajoute environ 2,4 millions de m³ issus de la production informelle, soit un volume quasiment comparable à celui du secteur industriel, qui alimentent principalement les marchés urbains (Cerutti et Lescuyer, 2011). La production est dominée par l'Ayous (25 % de la production nationale) et le Sapelli (15 %) mais les essences de bois durs (Azobé, Tali et Okan) sont en progression depuis quelques années profitant de la forte demande des pays asiatiques qui tire les prix vers le haut. La diversification des essences exploitées reste cependant faible avec seulement une dizaine d'espèces régulièrement exploitées. La diversification des essences exploitées est un enjeu majeur pour la filière bois, les principales essences commerciales accusant une baisse de disponibilité en deuxième rotation (FRM, 2018).

Le taux de transformation industriel au Cameroun est parmi le plus élevé de la région Bassin du Congo (en dehors du Gabon depuis son interdiction d'exporter des grumes). En effet, l'essentiel de la production est exporté en sciage, mais il y a encore une part importante de bois exporté en grume (environ 25 %) et il y a encore peu de seconde transformation (ITTO, 2010, Karsenty, 2016, FRM, 2018). De plus, bien que la transformation locale soit obligatoire pour certaines essences¹⁴ et que l'outil industriel de première transformation soit bien développé, ces dernières années, on observe une tendance à l'augmentation des exportations en grumes. Aussi, le taux de transformation industriel est en baisse progressive depuis quelques années. Une des raisons de cette baisse serait l'émergence de nouveaux acteurs dans le secteur, avec l'arrivée de négociants asiatiques associés à des exploitants camerounais titulaires de ventes de coupe et non contraints à l'implantation d'un site industriel. De manière générale, le secteur forestier camerounais semble en évolution, avec des entreprises européennes "historiques" en difficulté (FRM, 2018).

¹³ Les données de production sont issues de l'OFAC (Bassin du Congo) complétées par les données disponibles au niveau du MINFOF (Années 2015 et 2016).

¹⁴ D'après la réglementation en vigueur : i) certaines essences sont interdites à l'exportation sous forme de grumes (comme le Sapelli), ii) d'autres essences (comme l'Azobé et l'Ayous) font l'objet de quotas d'exportation sous forme de grumes, et iii) des essences dites "de promotion" peuvent être librement exportées sous forme de grume (comme le Tali) (FRM, 2018).

2.3 Le Congo, un pays forestier contrasté

Le Congo, d'une superficie de 34,2 millions d'hectare compte plus de 21 millions d'hectares de forêts tropicales humides (Ernst et al., 2012). La couverture forestière du Congo se caractérise par deux types de forêts dominants : les forêts denses humides, strate forestière qui est exploitable et des forêts édaphiques ou hydromorphes qui ne sont pas ou difficilement valorisables par un modèle d'exploitation industrielle. Aussi, plus de 30 % des forêts édaphiques de la région sont au Congo, le reste étant essentiellement situé en RDC. Les concessions forestières couvrent 15 millions d'hectares, et le potentiel de développement de nouvelles concessions est limité (FRM, 2018).

La population du Congo est estimée à environ 5 millions d'habitants en 2017 avec une croissance de 3,68 % par an (Atlas des populations et pays du monde, 2017). Bien que la moitié de la population soit concentrée dans ses deux plus grandes villes, Brazzaville et Pointe-Noire, une grande partie de celle-ci reste dépendante des ressources forestières (alimentation, bois-énergie, pharmacopée, etc.).

Au Congo, c'est la Loi n° 16-2000 du 20 novembre 2000, portant code forestier, qui institue un cadre juridique pour assurer la gestion durable des forêts sur la base d'un aménagement rationnel des ressources. Au contraire du Cameroun, les concessions forestières sont les seuls types de forêt de production actuellement en vigueur et le Congo ne prévoit rien pour les forêts communautaires. De plus, le plan de zonage national est en cours dans le pays et le processus de classement des concessions n'a pas été initié. Ainsi, pour le moment, les limites géographiques des concessions n'ont pas été ajustées et celles-ci incluent par conséquent des villages et des zones agricoles. C'est donc le PAF qui définit, au sein de la concession, les séries de production, de conservation mais également les séries de développement communautaire où l'agriculture vivrière peut se développer. Dans ces séries de développement communautaire, la déforestation n'est donc pas liée à l'exploitation industrielle du bois bien qu'elle soit réalisée au sein de la concession. Le code forestier de 2000 rend obligatoire l'aménagement des concessions, pour autant, ce processus a commencé assez tardivement. Ainsi, en 2005, aucune concession n'avait de PAF approuvé et fin 2010, seul six concessions disposaient d'un PAF sur les 50 en activité, toutes situées au nord du Congo. Le Congo est engagé dans les processus FLEGT et REDD +. Comme le Cameroun, le pays se heurte à de sérieuses difficultés pour mettre en place un système national de vérification et de traçabilité (Karsenty, 2016).

Un pays forestier contrasté

D'un point de vue forestier, le Congo est un pays contrasté. Le nord du pays est enclavé, avec de grandes forêts dans lesquelles le Sapelli est l'espèce forestière la plus exploitée. Ces forêts sont également riches en Limbali. Au sud, les forêts sont riches en Okoumé, mais aussi en Sipo et Limba et sont beaucoup plus fragmentées. Au centre, le plateau Batéké est composé de savanes et de forêts de galerie (Blaser, 2011). Ce contraste se perçoit également dans la répartition des concessions :

- Au nord (départements administratifs de Sangha et Likouala) se trouve de très grandes concessions (jusqu'à 1,9 millions d'hectares) pour la plupart aujourd'hui aménagées voir certifiées et dont les capitaux sont singapouriens, européens, asiatiques et libanais. Ces grandes concessions ont permis le développement de grands sites industriels installés dans la concession. Pour ces concessions, la logistique de transport pèse lourdement dans les coûts de revient, celle-ci étant situées jusqu'à 1 500 km du port d'exportation de Douala au Cameroun.
- Au sud (départements administratifs de Niari, Lékoumou, Kouilou et Bouenza) se trouve des petites concessions morcelées et non aménagées, reflétant la situation largement non réglementée de la région. Les capitaux sont à 4/5^{ème} d'origine asiatique, le reste étant d'origine congolaise. Aussi, trois entreprises chinoises et malaisiennes détiennent près d'un million d'hectares chacune. Par contre, les entreprises congolaises exploitent des concessions de plus petites superficies, dont les superficies productives sont parfois significativement amputées par des zones savanicoles.
- Au centre (départements administratifs de Cuvette, Cuvette-Ouest, Plateaux et Pool) se trouve des concessions assez grandes (en moyenne 500 000 hectares pour les cinq entreprises importantes), non aménagées, aux capitaux d'origine asiatique ou congolaise et produisant peu de volumes de bois.

Si selon la législation nationale actuellement en vigueur au Congo, les concessionnaires forestiers sont dans l'obligation de transformer 85 % des grumes qu'ils exploitent, le niveau de transformation industriel illustre également la fracture Nord/Sud. Dans le Nord Congo, les quotas d'export sont respectés par les principaux producteurs et seulement 20% de la production est exportée sous forme de grumes. Au contraire, dans le Sud Congo, 80 à 90 % de la production est exportés sous forme de grumes, avec une activité centrée sur l'export de grumes d'Okoumé. Quelques placages et contreplaqués sont toutefois réalisés dans le Sud. Le Nord Congo quant à lui ne produit que des sciages, aucune usine de déroulage ou contreplaqués n'ayant été mise en place malgré des essences qui pourraient présenter des intérêts en déroulage. De manière générale, la transformation du bois au Congo est surtout réalisée par les concessionnaires : les grumes produites dans les concessions sont transformées dans les usines du concessionnaire. Ce modèle implique pour chaque concessionnaire de pouvoir disposer d'une importante capacité financière. Ainsi au Congo, la filière bois est encore fortement intégrée, au contraire du Gabon et dans une moindre mesure du Cameroun (FRM, 2018).

Production nationale

Depuis le début des années 2000, le Congo occupe une place croissante dans la production de grumes à l'échelle régionale. Il produit aujourd'hui environ un quart des grumes de la région et se positionne comme le 4^{ème} exportateur mondial de grumes tropicales. La production nationale de grumes est d'environ 1,6 millions de m³ par an, le Sapelli et l'Okoumé représentant 60 % du total de la production. Bien que le gouvernement cherche à promouvoir la transformation locale du bois, plus d'un tiers du bois produit est exporté en grume, tendance à l'augmentation depuis l'interdiction d'exportation des grumes au Gabon (Blaser, 2011). La production, qu'il s'agisse des grumes ou des produits transformés, est caractérisé

par une forte concentration et l'essentiel de la production est réalisée par 5 à 7 entreprises. Depuis 2012, les marchés asiatiques sont les principaux marchés de destination des grumes et produits transformés du Congo. Ceci s'explique d'une part par le développement des industries à capitaux asiatiques, en particulier dans le secteur Sud Congo, et d'autre part par la forte rétractation du marché européen (FRM, 2018).

En plus d'abondantes ressources minières, le Congo possède d'importants gisements d'hydrocarbures. Ainsi, l'économie congolaise est principalement fondée sur l'exploitation des ressources naturelles, notamment le pétrole qui représente 90 % des exportations et 75 % des recettes, et est donc vulnérable au cours du pétrole. Le bois représente également une part importante des exportations du Congo (Tchatchou et al., 2015). L'industrie forestière emploie environ 15 000 travailleurs, sans compter le secteur informel (bois de feu, charbon, menuiserie locale) (Blaser, 2011). Ce secteur informel est surtout important dans la région sud-est, aux environs de Pointe Noire (Karsenty, 2017).

2.4 Le Gabon et la restructuration du secteur forestier et industriel

Le Gabon, d'une superficie de 26,8 millions d'hectares, compte plus de 22 millions d'hectares de forêts denses humides, dont des mangroves (Ernst et al., 2012). Quinze millions d'hectares sont situés dans des concessions forestières. Les superficies non affectées représentent 4,7 millions d'hectares et sont pour la plupart dégradées ou difficilement accessibles. Le potentiel de développement de nouvelles concessions est donc limité, d'autant plus qu'une partie des forêts considérées dégradées pourrait être réorientée vers d'autres usages, notamment agro-industriels (FRM, 2018). Le pays comprend une région côtière dont les limites correspondent aux parties navigables, et une région d'arrière-pays, articulée autour du chemin de fer allant vers l'est. La région côtière est un peu plus dégradée mais est riche en Okoumé tandis que les forêts de l'arrière-pays sont plus denses.

Le Gabon est un pays très peu peuplé : environ 1,9 million d'habitants, principalement concentrée dans les zones urbaines et une croissance démographique de 1,96 % par an (Atlas des populations et pays du monde, 2017).

Une restructuration profonde de la filière suite à une décision gouvernementale forte sur l'interdiction d'exporter des grumes

Le Gabon se caractérise par sa décision forte en 2009 d'interdire toute exportation de grume afin d'encourager la transformation au niveau local, et surtout par l'application effective de cette législation : aucune grume produite au Gabon n'est désormais exportée du Gabon.

La mise en œuvre de cette législation a profondément bouleversé l'organisation et les caractéristiques du secteur forestier et industriel. Elle s'est traduite par une baisse drastique de la production nationale de grumes : celle-ci est passée de plus de 3 millions de m³ au début des années 2000 à 1,6 millions de m³ en 2017, soit une baisse d'environ 50 %. Les concessionnaires ont maintenant le choix entre transformer 100 % des grumes qu'ils exploitent au sein d'une unité de transformation intégrée et/ou de vendre les grumes à un

industriel local. Par conséquent, la filière s'est profondément restructurée, avec d'une part l'émergence d'un ensemble d'entreprises industrielles spécialisées qui s'approvisionne en grumes auprès des producteurs forestiers et d'autre part la mise en place d'un marché intérieur des grumes, ce qui distingue le Gabon des autres pays de la région, à l'exception, dans une certaine mesure, du Cameroun. Evidemment, cette restructuration s'est accompagnée de la cessation d'activité de beaucoup d'opérateurs de taille moyenne dont l'activité essentielle consistait à exporter des grumes et qui n'ont pas pu s'adapter.

Grâce à cette restructuration, la production transformée a fortement augmenté et le développement industriel actuel est fort, notamment impulsé par la Zone Economique Spéciale de Nkok créée en 2011 à proximité de Libreville.

Le Gabon se distingue donc aujourd'hui par une production de contreplaqués/placages beaucoup plus importante que celle des autres pays de la région (en moyenne, 50 000 m³/an de contreplaqué et près de 200 000 m³ de placages, le plaçant comme le 6^{ème} producteur mondial de placages), même si comme pour les autres pays de la région, le sciage domine très largement la production industrielle, représentant plus de 70 % de la production. De plus, un des avantages de cette industrialisation de la filière bois, c'est la création d'usines spécialisées adaptées à la valorisation de bois de moindre qualité, ce qui permet d'augmenter les prélèvements en forêt et de mieux valoriser les secondes rotations. Cependant, la deuxième et troisième transformation, plus porteuses de croissance et d'emplois, demeurent encore embryonnaires.

Finalement, après ces quelques années d'adaptation et de restructuration de la filière, la production nationale de grume commence à remonter avec une projection pour 2020 de 2,6 millions de m³, soit un niveau qui commence à se rapprocher de celui d'avant l'interdiction d'exporter les grumes, avec un tissu industriel qui semble à la hauteur de ce volume de transformation (FRMi, 2017). Par contre, cette restructuration ne s'est pas accompagnée d'une diversification de la production : l'Okoumé domine très largement la production, représentant en 2014 78 % de la production en grumes. Les quelques autres essences couramment exploitées (Azobé, Tali et Okan), le sont essentiellement pour leurs caractéristiques de bois d'extérieur et représentent chacune moins de 3% de la production annuelle. A noter qu'aujourd'hui, l'Asie est le principal débouché pour le bois exporté et que plus de 50 % des unités de transformation sont détenues par des asiatiques contre 11 % par des européens avec une tendance à l'augmentation du ratio en faveur des asiatiques, notamment avec la venue d'investisseurs indiens et chinois.

La loi forestière de 2001 rend obligatoire l'aménagement des concessions. Les concessions obtiennent pour trois ans un permis CPAET (Convention provisoire d'aménagement, d'exploitation et transformation), durée pendant laquelle elles peuvent exploiter tout en préparant leur PAF. Puis une fois ce PAF approuvé, elles obtiennent le statut de CFAD (Concession forestière sous aménagement durable). Mais dans les faits, beaucoup de concessions n'ont toujours pas de plan d'aménagement une fois le délai de trois ans en CPAET écoulé. Il existe aussi des permis sur de plus petites superficies nommés PHA (Permis hors aménagement), mais la majorité de ces petits permis ont été regroupés dans les années 2000

pour former des concessions de plus grande taille avec des permis CPAET. D'une manière générale, les permis forestiers de la région côtière ont été attribués à des sociétés gabonaises alors que dans l'arrière-pays les concessions ont été historiquement attribuées à des groupes français. Ceux-ci ont depuis perdu leur influence au profit d'entreprises malaises et chinoises, qui travaillent au Gabon depuis le milieu des années 90.

L'aménagement des concessions a fortement progressé dans les années 2010, et en 2017, les trois quarts des concessions attribuées sont aménagées et environ 15 % sont certifiées. La certification des concessions devrait fortement évoluer ces prochaines années du fait de l'annonce en septembre 2018 du président gabonais qui a affirmé que d'ici à 2022, 100 % des concessions forestières du Gabon devront être certifiées par le FSC.

L'économie du Gabon repose sur l'extraction des ressources naturelles : pétrole, bois et minéraux. Le secteur forestier a accru sa contribution au PIB ces dernières années pour se situer en 2016 aux environs de 3 %. Le secteur forestier est le principal employeur du secteur privé avec environ 10 000 salariés dans l'exploitation forestière et tout autant dans le secteur industriel. La production informelle est plus faible que dans les autres pays.

2.5 La République centrafricaine (RCA) dans un contexte de troubles politiques

La RCA couvre une superficie de 62,3 millions d'hectare avec un fort contraste climatique et une grande partie composée de savane et forêt sèche. Les forêts denses humides sont situées au sud-ouest du pays et au sud dans le massif de Bangassou, et couvrent près de 7 millions d'hectares (Ernst et al., 2012). Seules les forêts du sud-ouest, à la frontière avec le Cameroun et le Congo, sont exploitées, et sont dans leur très grande majorité vouée à la production : elles comptent 3,7 millions d'hectares en concessions et aucun espace non affecté (FRM, 2018). Les superficies forestières non affectées sont toutes situées dans le massif de Bangassou (3,5 millions d'hectares), forêts beaucoup plus enclavées et moins riches en espèces commerciales (Blaser, 2011). La RCA compte 5 millions d'habitants, mais les zones forestières sont proches de Bangui et sont très peuplées.

La RCA a bénéficié d'un fort soutien français pour le secteur forestier, avec un projet gouvernemental préparant des plans de gestion pour les concessionnaires depuis 2000 (projet PARPAF financé par l'AFD). Ainsi c'est le seul pays où une structure publique réalise les plans d'aménagement pour les concessionnaires. La RCA se distingue donc par son processus d'aménagement avancé : 82 % des concessions sont aujourd'hui aménagées, et le solde est en cours d'aménagement (inventaires forestiers terminés) (FRM, 2018). Paradoxalement, aucune concession n'est certifiée par le FSC, ce qui d'une certaine manière peut refléter une faible appropriation des plans d'aménagement forestier par les entreprises. Les concessions sont peu nombreuses et sont de grande taille : la totalité de la surface de couvert forestier affectée à la production a été attribué à 14 concessions ayant une taille moyenne de 263 576 ha. Le nouveau code forestier date de 2008, mais concernant l'exploitation forestière, il y a également trois textes d'application de la loi de 1990, dont le décret n°91.098 de 1991 fixant les modalités d'octroi des PEA (Karsenty, 2016).

Des troubles politiques violents ont fortement perturbé le développement socio-économique de la RCA, touchée par une guerre civile de 2004 à 2007 et des conflits armés depuis 2013 (Karsenty, 2016). Ces troubles politiques ont évidemment affecté le secteur forestier. Si la production de grume était de l'ordre de 700 000 m³ en 2000, représentant 9 % de la production régionale, elle a fortement baissé à partir de 2008 du fait de la crise internationale puis des troubles politiques, tombant jusqu'à moins de 300 000 m³ en 2014, soit une diminution de plus de moitié. Cependant la production remonte fortement depuis 2014 et la RCA est en train de retrouver son niveau de production antérieur. La production est peu diversifiée, 80 % de la production reposant sur quatre essences, et le Sapelli constituant à lui seul 52 % de la production (en 2016). Par ailleurs, le secteur forestier est très concentré : quatre sociétés produisent les trois quarts de la production (FRM, 2018).

Selon la législation nationale actuellement en vigueur en RCA, les concessionnaires forestiers sont dans l'obligation de transformer 70 % des grumes qu'ils exploitent au sein d'une unité de transformation pour une liste d'essence. Cependant, l'état de droit est faible, et cette législation n'est pas respectée. La transformation locale a continuellement diminué depuis 2008, malgré la reprise de la production depuis quelques années. Ainsi, le taux de transformation est passé de près de 60 % en 2008 à 40 % en 2015 puis seulement 20 % en 2017, composé uniquement de sciage (arrêt de l'unique unité de production de contre-plaqués en 2010) (FRM, 2018). L'outil industriel fonctionne donc actuellement très en-dessous de sa capacité réelle. Cet outil est intégré à l'outil de production, les grumes produites dans les concessions étant transformés dans les usines du concessionnaire. Le contexte logistique est difficile et le bois produit est transporté sur environ mille kilomètres par camion jusqu'au port de Douala (Cameroun), engendrant des coûts de transport¹⁵ élevés (jusqu'à 150 euros par m³ d'après l'OFAC).

La production de bois contribue fortement à l'économie du pays mais le secteur minier est également très important, notamment pour l'or et les diamants. A eux seuls, le diamant et le bois représentent 80 % des revenus issus de l'exportation (Blaser, 2011). En 2010, Blaser (2011) estimait que le secteur forestier était également le deuxième fournisseur officiel d'emplois, après le gouvernement, avec environ 4 000 employés (ITTO, 2006).

¹⁵ La RCA possède un réseau routier relativement dense à l'ouest du pays étant donné l'intensité des échanges avec le Cameroun voisin, notamment le fret venant de et allant au port de Douala. Ces axes convergent vers Bertoua au Cameroun pour ensuite rejoindre Douala via Yaoundé. Les axes goudronnés passant au nord de la zone forestière, la majorité du réseau forestier est constitué de pistes entretenues par les opérateurs afin de leur permettre d'évacuer leur production vers le port de Douala (FRM, 2018).

3. L'AMENAGEMENT DES FORETS ET LA CONSTRUCTION DE LA THEORIE DU CHANGEMENT

L'aménagement des forêts est au cœur de notre étude, notre objectif principal étant d'identifier et de mesurer les effets de l'aménagement des concessions forestières sur la déforestation. Pour répondre à cet objectif, il est nécessaire d'expliquer comment le plan d'aménagement forestier (PAF) est censé fonctionner pour produire l'effet escompté de réduction de la déforestation. Ceci revient à construire la théorie du changement (White and Sabarwal, 2014) de l'aménagement forestier, c'est-à-dire d'établir des hypothèses sur les liens de causalité entre l'aménagement des concessions et la réduction de la déforestation.

L'objectif de cette partie est de construire la théorie du changement. Pour amorcer la construction de cette théorie du changement, nous commençons par contextualiser brièvement les plans d'aménagement forestier et leur rôle dans la conservation des forêts tropicales, puis nous détaillons les principales actions à entreprendre pour la mise en œuvre des PAF ainsi que les plus-values apportées par la certification FSC. Finalement, en s'appuyant sur ces éléments, nous proposons une théorie du changement.

3.1 Les forêts de production comme alliées de la conservation

Au vu de l'importance des superficies des forêts de production dans le monde, largement supérieures aux superficies incluses dans les aires protégées, l'exploitation forestière durable peut être un instrument important de conservation des forêts, permettant d'allier conservation de la biodiversité et production économique (Clark et al., 2009). Même si l'exploitation du bois, quelles que soient les conditions dans lesquelles elle est pratiquée, reste discutée par certains comme une source de dégradation forestière et de perturbations anthropiques (Barlow et al., 2016; Lewis et al., 2015), plusieurs études montrent que par rapport à d'autres formes de production ou de modes de gestion, l'exploitation forestière durable peut améliorer la conservation de la biodiversité ou du stock de carbone (Clark et al., 2009; Nasi et al., 2012; Putz et al., 2008, 2012). En effet, les forêts exploitées de cette manière demeurent proches des forêts primaires en termes de propriétés écologiques et fonctionnelles (Edwards et al., 2014; Putz et al., 2012). En outre, l'implication de différents acteurs dans l'exploitation forestière durable permet d'attribuer une valeur économique aux forêts de production dans une perspective à long terme. Ce processus peut donc permettre de prévenir la conversion future des terres forestières concernées vers des usages non forestiers (Agrawal et al., 2008; Angelsen, 2010; Edwards et al., 2014; Phelps et al., 2013; Putz et al., 2012).

C'est dans cette optique que depuis les années 1990 et le sommet de la Terre de Rio en 1992, de nombreux gouvernements, bailleurs de fonds institutionnels et ONG de conservation et de développement ont encouragé l'exploitation forestière durable au travers de la mise en place de plan d'aménagement forestier (PAF). Le PAF doit permettre de réduire les impacts liés à l'exploitation intensive des forêts (Nasi et al., 2006 ; Karsenty et al., 2008; Putz et al., 2012). C'est un moyen de produire du bois qui est censé garantir la préservation des ressources forestières, de la biodiversité et des services écosystémiques tout en contribuant au développement socio-économique local (Nasi et al., 2012). Ainsi, dans le bassin du Congo, la

nouvelle génération de lois forestières (entre 1994 et 2001 en fonction des pays) rend obligatoire l'aménagement des concessions forestières via la validation d'un PAF.

3.2 Le plan d'aménagement forestier (PAF), un outil pour la gestion durable des forêts

La mise en œuvre d'un PAF dans une concession implique une série de questions environnementales, sociales et économiques, incluant la conservation des conditions écologiques de la forêt, le développement local et les retombées économiques de l'exploitation forestière. Le PAF se veut un outil essentiel de gestion non seulement pour l'exploitation forestière au quotidien mais aussi pour la politique des investissements et la planification générale des entreprises forestières (ATIBT, 2007).

Pour cela, le PAF définit des lignes directrices et des actions concernant l'exploitation industrielle du bois, la conservation et l'utilisation des ressources forestières ligneuses et non ligneuses et des activités de compensation sociale¹⁶. Le PAF repose sur la réalisation d'inventaires des ressources forestières qui permettent une meilleure connaissance de la ressource forestière, de sa répartition et de son état. Associés à des études écologiques et sociales (ex. sur la faune et sur les usages forestiers des communautés locales), ces inventaires permettent de diviser chaque concession en « séries d'aménagement », des espaces différenciés en fonction de l'utilisation des ressources forestières. Les séries de production sont vouées à l'exploitation du bois, les séries de protection doivent permettre d'assurer la préservation d'arbres semenciers et de protéger les zones les plus vulnérables (fortes pentes, bord de cours d'eau), et les séries de développement communautaire ou d'agroforesterie sont dédiées aux communautés locales et sont situées autour des villages et des zones agricoles. Ces séries de développement communautaire permettent la coexistence de différents usages de l'espace et des ressources forestières afin de garantir aux populations locales la préservation de leurs droits d'usage légaux et impliquent un encouragement des populations à des pratiques de gestion durable des ressources naturelles notamment au niveau de la chasse et de l'agriculture (Nkeoua, 2003, ATIBT, 2007). Les séries de production sont par ailleurs divisées en « assiettes annuelles de coupe (AAC) » pour lesquelles le PAF présente un plan détaillé pour l'abattage sélectif de la zone à une période donnée, sur la base des inventaires. Ce plan doit permettre d'optimiser l'exploitation du bois tout en assurant la régénération des essences forestières afin de garantir la viabilité du prochain cycle d'exploitation après une période prédéfinie (généralement entre 25 et 30 ans). Il doit s'écouler maximum trois ans entre la première coupe et le dernier arbre abattu au sein d'une même AAC. De plus, des techniques d'exploitation à faible impact (EFI) doivent être utilisées. (ATIBT,

¹⁶ Dans les quatre pays de cette étude, les obligations du concessionnaire sont définies dans un cahier des charges, assimilable à un contrat liant le concessionnaire à l'État. Il comprend des clauses définies unilatéralement par l'État, communes à toutes les concessions et des clauses spécifiques, particulières à chaque concession, et dont l'élaboration et la modification sont censées être le fruit du consentement mutuel des parties. Les clauses sont d'ordre technique (ex. travaux d'exploitation), économique (ex. création et entretien de routes d'importance nationale), social (ex. création d'emplois et investissement dans des projets sociaux -santé, éducation), fiscal (ex. redevances spécifiques locales possibles en plus des taxes et redevances générales), écologique (ex. lutte contre le braconnage à l'intérieur de la concession) (Karsenty, 2005).

2007; Cerutti et al., 2008; Karsenty et al., 2008; Nasi et al., 2012; Putz et al., 2008a, Durrieu de Madron et al., 2011).

En ce qui concerne le développement local, les PAF prévoient que les concessions redistribuent certains bénéfices au profit des populations riveraines. Ceci soit à travers l'exécution d'un cahier des charges, soit à travers la part de la fiscalité forestière destinée au développement local mis en œuvre par l'État. Ainsi, les concessions sont amenées à financer diverses infrastructures et équipements sociaux collectifs. Elles peuvent également construire des infrastructures locales de transformation du bois comme les scieries ce qui permet l'emploi de populations locales (ATIBT, 2007).

Le PAF doit également faciliter le contrôle des activités d'exploitation par les instances de régulation (Bell et al., 2012; Ezzine de Blas and Ruiz Pérez, 2008). Le PAF prévoit classiquement la possibilité de réviser le scénario d'activité, généralement à l'issue de périodes quinquennales. La révision du plan doit alors permettre de mieux adapter l'activité au contexte (Chevalier and Pasquier, 2011).

Cependant, du fait qu'il est le plus souvent de la responsabilité de l'entreprise forestière de rédiger son PAF, les intérêts économiques, notamment ceux liés à la production de bois, tendent à jouer un rôle prépondérant par rapport aux objectifs sociaux et environnementaux incombant aux PAF (Cerutti et al., 2017). De plus, dans un contexte d'État de droit faible, la simple existence d'un PAF officiellement approuvé ne constitue ni une garantie de qualité, ni une indication de sa mise en œuvre correcte sur le terrain (Karsenty et al., 2017).

3.3 La certification FSC, une garantie supplémentaire de la gestion durable des forêts

Afin de souligner leur engagement en matière de gestion durable des forêts, en plus de la mise en œuvre d'un PAF, certaines compagnies forestières se sont engagées vers la certification de leurs concessions par le Forest Stewardship Council (FSC) : un instrument de marché volontaire destiné à promouvoir la gestion durable des forêts. En plus de respecter leur PAF, ces compagnies s'engagent à se conformer aux principes et critères du FSC, qui visent à promouvoir « une gestion des forêts du monde respectueuse de l'environnement, socialement bénéfique et économiquement viable » (FSC, 2018). En retour, un label FSC sur un produit forestier est censé offrir des avantages sur le marché, tels qu'un accès et une part de marché accrus, ainsi qu'un prix de vente valorisé (Romero et al., 2017). Pour obtenir la certification, les compagnies s'engagent à adhérer aux dix principes internationaux et aux douze critères du FSC, qui couvrent des aspects sociaux, tels que les droits des travailleurs et les conditions d'emploi, et des aspects environnementaux, incluant diverses mesures de planification et de contrôle de la gestion forestière, similaires à celles qui sont supposées être incluses dans un PAF de qualité. Des organismes de certification indépendants auditent les concessions avant leur certification afin de déterminer si elles sont conformes ou non aux critères du FSC. Ils délivrent ensuite une certification valide pendant cinq ans et inspectent chaque année les concessions pour s'assurer de leur conformité continue (FSC, 2018).

Dans un contexte de faiblesse des institutions dans les pays du bassin du Congo, qui tend à saper les initiatives de politique environnementale telles que le respect de la loi forestière ou des PAF, cette vérification par une tierce partie constitue une garantie supplémentaire pour la gestion durable des forêts (Blackman et al., 2018). Pour cette raison, en ce qui concerne les aspects environnementaux de la gestion forestière, la valeur ajoutée de la certification FSC est principalement d'éviter que les PAF ne soient guidés que par des critères économiques et qu'ils demeurent uniquement sur papier, sans, ou avec peu, de mesures concrètement mises en œuvre sur le terrain.

3.4 Théorie du changement : hypothèses sur les liens de causalité entre l'aménagement des concessions et la déforestation

La théorie du changement décrit comment une intervention est censée fonctionner pour produire l'effet escompté (White and Sabarwal, 2014). Elle décortique les mécanismes causaux et aide ainsi à comprendre pourquoi une intervention fonctionne ou non, et comment le changement intervient (Alix-Garcia et al., 2012; Baylis et al., 2016; Ferraro and Miranda, 2013; Pfaff and Robalino, 2012). Dans notre cas, elle présente les hypothèses sur les liens de causalité entre l'aménagement des concessions et la réduction de la déforestation.

Comme mentionné plus haut, les objectifs des PAF ne se limitent pas à la réduction de la déforestation. Ils peuvent avoir une série d'impacts beaucoup plus larges, notamment sociaux et économiques. Notre théorie du changement ne tente pas de capturer ces éléments. Elle se concentre uniquement sur les impacts en termes de déforestation. Même la dégradation des forêts - sur laquelle on peut imaginer que les impacts des PAF sont forts - n'est pas prise en compte en raison du manque de données fiables pour l'ensemble de la zone d'étude.

Basés sur la littérature technique et scientifique sur l'aménagement forestier et sur l'avis d'experts, nous retenons cinq hypothèses causales par lesquelles les PAFs pourraient avoir un impact sur la déforestation (Figure 1). Trois de ces hypothèses sont directement sous le contrôle des concessions forestières : 1) la planification de la concession à travers la création de séries d'aménagement, 2) la planification du réseau de pistes d'exploitation forestière, des parcs à grumes et des pistes de débardage, 3) l'amélioration des pratiques de gestion forestière et des techniques d'exploitation forestière. Les deux autres hypothèses sont indirectes et dépendent de personnes externes à savoir : 4) le suivi et le contrôle de la concession par rapport à l'expansion des villages, de l'agriculture vivrière et des activités illégales, et 5) l'amélioration des conditions de vie des communautés locales (Cerutti et al., 2017; Durrieu de Madron et al., 2011; Ezzine de Blas et Ruiz Pérez, 2008; Pearson et al., 2014; Putz et al., 2008a, 2008b). Dans un contexte de gouvernance imparfaite, il est probable que les activités qui sont sous le contrôle direct du concessionnaire forestier soient plus susceptibles d'être mises en œuvre que celles qui ne sont pas sous son contrôle direct. De plus, comme expliqué ci-dessous, ces différentes hypothèses supposent implicitement différents horizons temporels.

Nous détaillons ci-dessous les cinq hypothèses retenues (Figure 1).

(1) Le PAF devrait permettre aux sociétés d'exploitation forestière de planifier leurs activités dans le temps et l'espace : grâce aux inventaires forestiers, elles peuvent diviser leur concession en séries de production et de conservation. De plus, des activités de cartographie participative avec les communautés locales devraient les aider à identifier les zones de la concession consacrées au développement communautaire et à l'agriculture vivrière (ATIBT, 2007). Ces activités devraient aider à réduire la déforestation de différentes manières : dans les séries de production, la planification de la rotation et la définition des assiettes annuelles de coupe (AAC) devraient réduire l'extension, la dispersion et l'emprise spatiale de l'exploitation tout en veillant à ce que la forêt reste non-exploitée entre deux cycles d'exploitation (environ 30 ans), évitant ainsi l'exploitation répétée de certaines zones et les « repasses¹⁷ ». De plus, la définition de séries de conservation et de zones tampons dans les zones les plus vulnérables devrait augmenter les zones non exploitées - donc sans nouvelles pistes forestières et perturbations du couvert forestier (Durrieu De Madron et al., 2011). Enfin, dans les concessions qui sont habitées et fournissent des moyens de subsistance aux populations locales, la définition de séries de développement communautaire devrait restreindre les défrichements pour les activités agricoles et l'expansion des villages dans des zones prédefinies, diminuant donc la conversion des forêts. Finalement, la planification de la concession devrait rendre plus aisés le contrôle de l'exploitation et l'identification des activités illégales (ATIBT, 2007).

(2) Le PAF devrait permettre la planification du réseau de pistes forestières principales et secondaires, des parcs à grumes et des pistes de débardage. Pour cela, le réseau de pistes devrait être optimisé en fonction de la topographie, des inventaires forestiers et de l'emplacement des AAC afin de préserver les sols et les essences forestières d'importance pour la biodiversité et l'exploitation future. Les résultats attendus sont la diminution de la superficie occupée ou affectée par les pistes d'exploitations et les parcs à grumes et une réduction de la longueur des pistes de débardage. Lors du débardage, cette planification devrait également réduire le nombre d'oubli d'arbres préalablement abattus. Tout ceci devrait réduire la déforestation et les dommages au couvert forestier liés à l'exploitation forestière au moins à long terme (par exemple Durrieu De Madron et al., 2011).

(3) Le PAF devrait impliquer l'adoption d'un ensemble de pratiques améliorées de gestion forestière et de techniques d'exploitation à faible impact (EFI ou RIL - *Reduced impact logging*) : (i) l'application d'un diamètre de coupe minimal, supérieur au minimum légal, devrait réduire le volume exploité et la pression sur les essences les plus précieuses et (ii) l'amélioration des techniques d'abattage (abattage contrôlé ou directionnel et gestion des lianes) devrait diminuer les dégâts sur le peuplement liés à la chute de l'arbre et aux manœuvres de débusquage et de débardage et devrait donc réduire la taille des trouées d'abattage. Ces pratiques sont supposées affecter principalement la dégradation des forêts,

¹⁷ La repasse est un phénomène courant lorsque les exploitants ont une connaissance incomplète des ressources exploitables au sein de leur concession : l'exploitant intervient fréquemment au gré du marché du bois au sein de peuplements déjà parcourus en coupe (Durrieu de Madron et al., 2011). La réalisation des inventaires forestiers et la définition des AAC doit donc permettre de pallier ce risque en mettant chaque année en production un espace de forêt bien délimité et préalablement connu.

mais elles peuvent également réduire la déforestation en limitant les larges trouées d'abattage et l'abattage des arbres sur des zones sensibles pouvant nécessiter de longs temps de récupération (Peña-Claros et al., 2008; Pearson et al., 2014; Putz et al., 2008b).

(4) Le PAF devrait impliquer la surveillance de la concession afin de contrôler l'expansion des zones habitées et des zones agricoles, ainsi que les activités illégales. Cela implique principalement le contrôle de l'accès aux concessions: fermeture temporaire ou permanente des pistes d'exploitation forestière, démantèlement des ponts et contrôle d'accès post-exploitation. Cette surveillance devrait limiter le passage des engins et réduire les activités illégales telles que l'agriculture sur brûlis, la chasse et la récolte illégale de bois d'œuvre ou de bois de feu, activités qui peuvent entraîner de la déforestation via l'exploitation forestière répétée ou encore la propagation de feu (Kleinschroth et al., 2016a, Kleinschroth et al., 2016b).

(5) Finalement, grâce aux mesures de développement social et local associées, le PAF devrait améliorer les conditions de vie de ceux qui vivent et travaillent dans et autour des concessions forestières. Cette amélioration des conditions de vie pourrait réduire les incitations à l'exploitation forestière non durable et illégale, et diminuer les défrichements en réduisant la dépendance des populations à l'égard du bois de chauffe et de l'agriculture sur brûlis. Cependant, la relation entre conditions de vie et déforestation est complexe et, dans certains cas, l'amélioration des conditions de vie peut stimuler les dynamiques agricoles et la conversion des forêts tout en attirant plus de personnes (Chomitz, 2007; Rist et al., 2011), ce qui pourrait accroître la déforestation (Blackman et al., 2018).

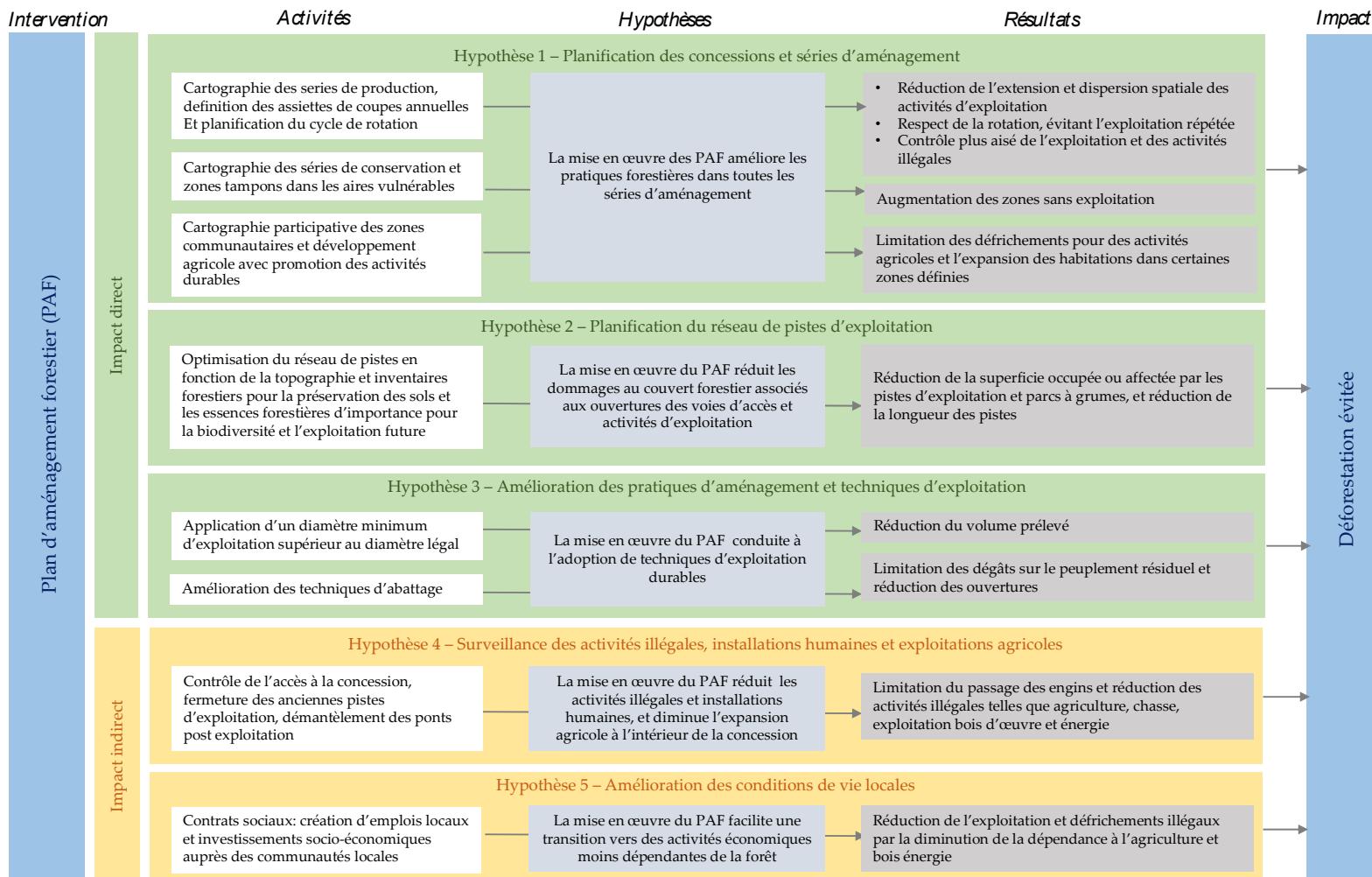
La certification FSC est supposée affecter la déforestation à travers les cinq mêmes mécanismes de causalité. Cependant, en plus de ces cinq mécanismes, la certification FSC permet de renforcer le contrôle de l'exploitation par des acteurs externes : les organismes de certification indépendants, mais également les ONGs et les médias (Romero et al., 2017 ; Blackman et al., 2018). Dans le contexte de gouvernance et d'état de droit faible, ce contrôle par des tiers devrait entraîner une meilleure conformité et une meilleure performance pour chacune des hypothèses détaillées. Par conséquent, dans la mesure où les contrôles par les autorités locales de la mise en œuvre effective des PAFs est faible dans la zone d'étude, nous pouvons nous attendre à ce que les PAFs soient plus susceptibles d'être correctement appliqués dans les concessions certifiées par le FSC ce qui devrait permettre de constater une baisse plus importante de la déforestation dans des concessions certifiées FSC. La certification FSC est donc supposée apporter un effet supplémentaire dans la réduction de la déforestation.

De par leur nature différente, ces différents mécanismes sont susceptibles de produire des effets à plus ou moins long terme et dans des zones distinctes au sein des concessions. Premièrement, la planification et le suivi des concessions, ainsi que l'amélioration des conditions de vie des populations locales, devraient probablement produire des effets visibles à court et moyen terme, touchant principalement les zones situées à proximité des zones d'habitation, du réseau de transport principal et des pistes forestières préalablement ouvertes. Deuxièmement, l'adoption de pratiques améliorées de gestion forestière et de

techniques d'exploitation à faible impact devrait affecter principalement la forêt située dans les séries de production en permettant aux essences précieuses de régénérer, ce qui devrait produire des effets observables à long terme sur la déforestation. Egalement dans une perspective à long terme, la planification des pistes d'exploitation et des parcs à grumes devrait affecter principalement les séries de production et en particulier les assiettes annuelles de coupe. Pour ces raisons, il semble important de tester les impacts sur différents pas de temps et de rechercher une hétérogénéité spatiale dans les effets du traitement.

Figure 1. Théorie du changement.

D'après Cerutti et al., 2017; Pearson et al., 2014 ; Langevin et Paget, 2013 ; Durrieu de Madron et al., 2011 ; Ezzine de Blas and Ruiz Pérez, 2008; Putz et al., 2008.



PARTIE II : Présentation des données utilisées et état des lieux de la déforestation

1. DONNEES SPATIALES SUR L'EVOLUTION DU COUVERT FORESTIER

Cette partie présente les données cartographiques sur le couvert forestier et la déforestation que nous avons utilisées dans cette étude. Il s'agit des données nationales de suivi des forêts produites dans le cadre de programmes internationaux avec la collaboration ou l'implication des institutions nationales en charge du suivi des forêts. Elles concernent les périodes 1990-2000 et 2000-2010. Cette partie présente également les données globales du Global Forest Change (GFC) (Hansen, 2013) que nous avons utilisées afin de tester la robustesse de nos résultats en utilisant un autre jeu de données sur le couvert forestier. Nous discutons également les limites de l'utilisation de données globales à l'échelle locale ainsi que la question de la dégradation forestière.

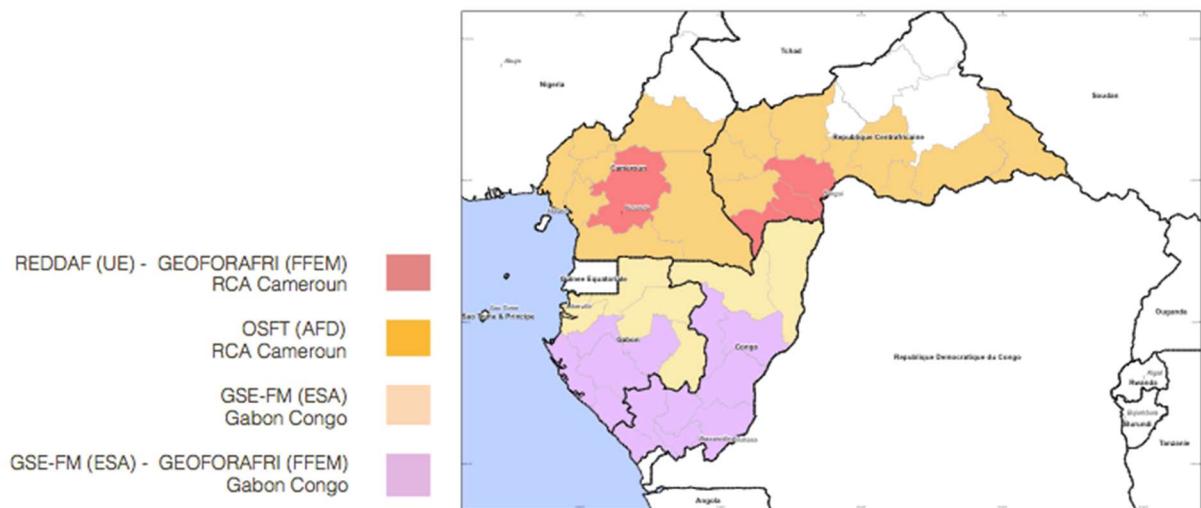
1.1 *Données nationales de référence pour l'étude*

Encouragés par les exigences et moyens mis à leur disposition dans le cadre du processus REDD+, de nombreux pays ont développé et mis en place des systèmes nationaux de surveillance des forêts (SNSF) (Harris et al., 2018). La mise en place de ces dispositifs dans les pays et la production de données nationales propres répond à de nombreux facteurs ou circonstances nationales, tels que : (i) l'existence ou la volonté de développer des compétences cartographiques en interne pour les exigences du REDD+ ou d'autres initiatives (ex. aménagement/planification du territoire, suivi de l'exploitation des ressources naturelles, etc.), (ii) l'exigence d'une précision cartographique et/ou thématique supérieure à celles des données globales au regard des circonstances nationales, (iii) la nécessité de publier des statistiques nationales sur l'évolution du taux de couvert forestier, afin d'accéder à certains mécanismes de financement.

Dans ce contexte, les pays du bassin du Congo ont effectué des cartographies nationales des changements de leur couvert forestier. Pour les pays concernés par cette étude, les données cartographiques ont été produites dans le cadre de projets internationaux avec la collaboration ou l'implication des institutions nationales en charge du suivi des forêts. Le projet OSFT (Observation Spatiale des Forêts Tropicales) soutenu par l'AFD depuis 2010, et incluant un programme d'acquisition de données satellitaires couvrant l'ensemble du bassin du Congo, a fourni les cartes de deux parties du Cameroun et de la RCA (300.000 km² cartographiés dans chaque pays), pour une unité cartographique minimale (UCM) de 0,5 ha. Sur ces deux pays, le projet OSFT a ainsi complété un travail similaire mené par le projet REDDAF (soutenu par l'UE) sur les régions Centre du Cameroun et Sud-Ouest de la RCA. Le projet GEOFORAFRI, soutenu par le FFEM, a de son côté permis (i) l'harmonisation en RCA et au Cameroun des produits cartographiques des projets OSFT et REDDAF et (ii) complété la cartographie du Gabon et du Congo qui avait été partiellement réalisée par le projet GSE FM sous financement européen, suivant une UCM de 1 ha. La Carte 1 présente la couverture géographique de ces différents projets de cartographie.

Cette étude utilise les données cartographiques produites dans ce cadre et qui font référence localement. Elles concernent trois dates pivot : 1990, 2000 et 2010 et permettent d'analyser les changements entre ces dates en termes de déforestation brute et nette. Pour chaque pays, les projets ont fourni une carte du couvert forestier (forêt/non forêt) à chaque date pivot et une carte des changements en termes de déforestation nette et brute pour chaque période (1990-2000 et 2000-2010). La forêt a été définie pour une densité de couvert arboré supérieure ou égale à 30 % et une unité cartographique minimale de 0,5 ha ou 1 ha. Pour cette raison, ces produits cartographiques ne respectent pas exactement la définition des forêts adoptée par les pays du bassin du Congo (Tableau 1). En effet, les définitions nationales ont été adoptées très récemment dans le cadre du développement de la stratégie nationale REDD+ et retiennent une UCM de 0,5 ha et, dans le cas des pays ayant adopté la définition de la FAO, un seuil de couvert arboré de 10 %. Quant à la déforestation, celle-ci étant obtenue de la différence de couvert forestier entre deux dates pivot, elle est définie comme une perte de couverte forestier, que celle-ci soit permanente ou non. Cette définition ne respecte donc pas la définition de la FAO ou de l'CCNUCC (convention-cadre des Nations unies sur les changements climatiques) pour lesquelles la déforestation est vue comme une conversion permanente de terres forestières en terres non forestières, excluant donc les zones déboisées dont l'usage reste forestier et où les arbres sont censés se régénérer.

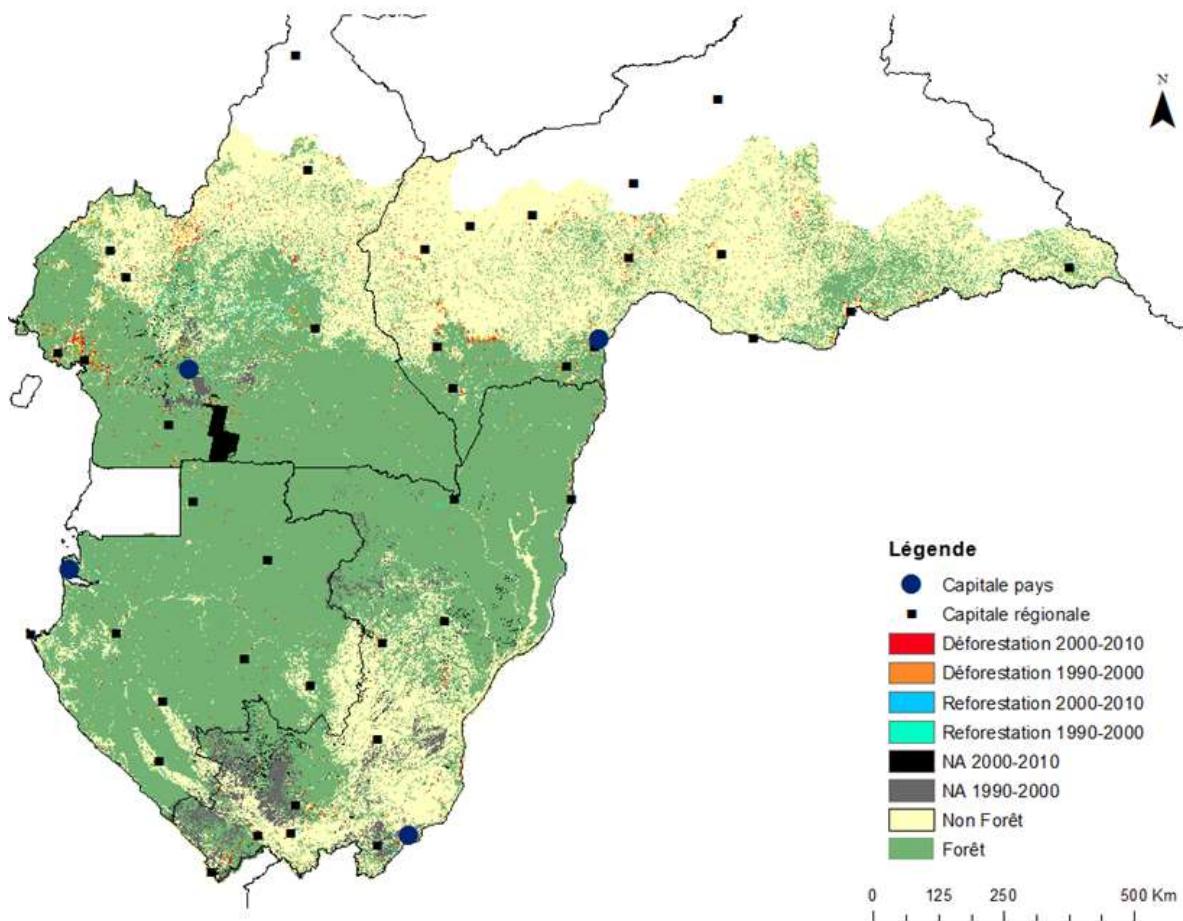
En fonction des méthodologies utilisées par les projets, les données sur les changements du couvert forestier pendant les deux périodes étudiées distinguent différentes classes de déforestation et de régénération forestière. L'annexe 1 présente les spécifications techniques et les classes thématiques de changement du couvert forestier des différents projets de cartographie. Afin d'harmoniser à l'ensemble de la zone d'étude les données cartographiques utilisées, les données des différents projets ont été reclassées. Cinq classes homogènes à toute la zone d'étude ont été conservées pour chaque période (1990-2000 et 2000-2010) : forêt en début de période, non forêt en début de période, déforestation sur la période, régénération forestière sur la période et non observé (NA) sur la période, par exemple du fait de la présence de nuages (Carte 2). Dans la suite de cette étude, la zone étudiée est celle illustrée par cette carte, comprenant le Gabon, le Congo, une grande partie du Cameroun et la partie sud et sud-est de la RCA, même si la partie sud-est est moins forestière.



Carte 1. Couverture géographique des différents projets de cartographie

Tableau 1. Définition de la forêt adoptée par les pays du bassin du Congo

Congo	La Forêt est une terre qui occupe une superficie de plus de 0,5 hectares avec des arbres atteignant une hauteur supérieure à 3 mètres et un couvert arboré de 30 %. (Stratégie nationale REDD+ du Congo, 2016)
Cameroun	Sont considérés comme forêts les terrains recouverts d'une formation végétale à base d'arbres ou d'arbustes, d'une superficie minimale de 0,5 ha comportant une végétation dans laquelle les arbres et arbustes ont un couvert minimal de 10 %, et peuvent atteindre à maturité une hauteur minimale de 3m (Stratégie nationale REDD+ du Cameroun, 2017)
Gabon	-
RCA	Terres occupant une superficie de plus de 0,5 hectares avec des arbres atteignant une hauteur supérieure à cinq mètres et un couvert arboré de plus de dix pour cent, ou avec des arbres capables d'atteindre ces seuils in situ (Définition de la FAO)



Carte 2. Couvert forestier et déforestation pour les périodes 1990 - 2000 et 2000 - 2010 dans la zone étudiée

1.2 Données du Global Forest Change (GFC)

Parallèlement aux données cartographiques produites nationalement, il existe de nombreuses cartes globales de la végétation et du couvert forestier en particulier. Les données Global Forest Change (GFC) produites sur la base des images LANDSAT (30 m) par l’Université du Maryland (Hansen et al., 2013) sont sans doute les plus communément citées et utilisées. Elles présentent le couvert forestier (*Tree cover*) et son évolution en termes de gains et pertes annuelles en couvert arboré cumulatif entre 2000 et 2019. Ces données, et les produits dérivés (ex. Système d’alerte GLAD, cartes des forêts intactes - IFL), sont accessibles sur la plateforme collaborative Global Forest Watch (GFW)¹⁸.

¹⁸ Sites web des plateformes et dispositifs mentionnés : Global Forest Watch (<http://www.globalforestwatch.org>) - Global Forest Change (Université du Maryland) (<http://earthenginepartners.appspot.com/google.com/science-2013-global-forest>) - GLAD (Système d’alerte) (<https://glad.umd.edu/projects/global-forest-watch>) - IFL (Intact forest landscape) (<http://www.intactforests.org/>).

L'année de référence des données GFC est l'année 2000. Trois types de données sont disponibles à une résolution de 30 x 30 m :

- Le couvert forestier en 2000 qui est défini comme la fermeture de la canopée pour toute végétation de plus de 5 m de hauteur. Il est exprimé en pourcentage de couvert arboré par pixel de 30 x 30 m dans la plage de 0 à 100. L'utilisateur peut définir le seuil de couvert arboré correspondant à sa définition de forêt. A noter que la définition du couvert forestier par le GFC est une définition biophysique de la forêt, elle ne donne pas d'information sur l'utilisation du sol, ainsi elle ne distingue pas les plantations forestière des forêts naturelles.
- La perte de couvert forestier qui est définie comme une perte totale du couvert forestier sur un pixel de 30m. C'est un fichier binaire codé 1 (perte) et 0 (pas de perte). Les causes de ces pertes peuvent être anthropiques ou naturelles (ex. cyclones, feu, etc.) et en ce sens cette donnée ne correspond pas à certaines définitions de déforestation comme celle de la FAO ou de l'CCNUCC. La dégradation des forêts, qui ne mènent pas à un état non forestier, n'est pas incluse dans la caractérisation du changement de couvert forestier.
- Une désagrégation de la perte de couvert forestier totale à l'échelle de temps annuelle. Les données sont codées de 0 (pas de perte) à 1-19 (année de détection de la perte entre 2001 et 2019).
- Le gain de couverture forestière totale qui est défini comme l'inverse de la perte, c'est-à-dire à un gain de couvert forestier au cours de la période 2000-2012. L'année du gain de couverture forestière n'est pas renseignée.

La version 1.0 du GFC présente ces données en renseignant la perte de couvert forestier jusqu'à l'année 2012. La version 1.5 renseigne la perte forestière jusqu'à 2019. Cependant les données de la période 2012-2016 ont été traitées différemment de celles de la période 2000-2012, notamment du fait de l'ajout des images Landsat 8 et de l'amélioration des algorithmes de traitement. Il semblerait que l'ajout des images Landsat 8 permette une détection plus fine des perturbations forestières et les producteurs des données mettent donc en garde contre des potentiels biais qu'il peut y avoir lorsque les données sont utilisées sur la totalité de la période 2000-2019 (Hansen et al., 2013). Une version 2.0 est prévue qui sera plus consistante pour analyser l'ensemble de la période à partir de 2000 et qui inclura qu'une validation complète des résultats incorporant Landsat 8.

Dans beaucoup d'études, la perte de couvert forestier mesurée par le GFC est utilisée comme un proxy de la déforestation. Afin de tester la robustesse de nos résultats en utilisant un autre jeu de données sur le couvert forestier, nous avons répliqué nos analyses en utilisant ces données. Ainsi, à partir de la version 1.0 du GFC, nous avons compilé la perte de couvert forestier sur la période 2000-2010, le même pas de temps que celui des données nationales de référence.

1.3 Limites de l'utilisation des données globales au niveau national et local

Par manque de données nationales propres ou par souci de comparaison, de nombreux pays tropicaux cherchent à établir si les données globales de pertes de couvert forestier du GFC fournissent une source utile et fiable d'information qui peut être utilisée, ou adaptée, pour satisfaire les exigences en matière de suivi national des forêts. Ceci en particulier pour le REDD+ qui implique un paiement en fonction de la notification de résultats en faveur de la réduction de la déforestation, basée sur des niveaux d'émissions de référence pour les forêts. Ces niveaux de référence pour les forêts servent d'indicateurs pour évaluer leur performance dans la mise en œuvre des activités REDD+. Or, les données globales pourraient fournir à moindre coût et de manière transparente des cartes de pertes et gains forestiers permettant de suivre l'évolution de leur couvert forestier (Harris et al., 2018). Cependant, différentes études montrent que des précautions doivent être prises quant à leur utilisation à l'échelle locale ou en tant que référence au sein d'un dispositif de suivi national.

Une des principales difficultés concerne l'adaptation des données à la définition nationale de la forêt en termes de seuil de pourcentage de couvert forestier et de seuil de surface minimale de cartographie (GFOI, 2016; Harris et al., 2018; Sannier et al., 2016; Tsendbazar et al., 2015). Cette limitation est discutée dans des études récentes au Gabon et au Brésil qui reposent sur la comparaison entre les données nationales et les données globales (McRoberts et al., 2016; Sannier et al., 2016). Par ailleurs, les données du GFC présentent des confusions entre les types de couvert forestier et les autres types de couverture terrestre, et ces confusions dépendent du seuil de couvert forestier utilisé (Vancutsem and Achard, 2016). Tropek et al. (2014) mettent également en garde contre les confusions entre la forêt et les plantations forestières et même des cultures herbacées, et de ce fait, les données sur les pertes et gains forestiers du GFC ne correspondent pas à un proxy de la déforestation. De plus, l'incertitude des estimations varie selon les écosystèmes régionaux : de manière générale, les données de perte du GFC sont plus précises pour analyser les pertes de forêts intactes, de haute altitude, à couvert forestier fermé, et sont moins précises dans les zones de couverture forestière ouverte et où le défrichement à petite échelle domine (Harris et al., 2018).

Aussi, aujourd'hui, aucun pays n'utilise les données du GFC telles quelles pour le suivi de leurs forêts ou pour leur niveaux de référence pour les forêts. Par contre, plusieurs pays utilisent ces données indirectement, c'est à dire après les avoir adaptées au contexte national (Harris et al., 2018). Par exemple, certains pays ont, avec l'appui de l'équipe de l'UMD, personnalisé et adapté l'algorithme global aux contextes nationaux, entre autre en rajoutant des aires d'entraînement et de validation locales (ex. Pérou et la Colombie). D'autres pays utilisent les données du GFC comme entrée pour réaliser un échantillonnage stratifié et ainsi générer une estimation des taux annuels moyens de déforestation sur une période donnée avec une incertitude connue (ex. Éthiopie, Myanmar, Nigéria, Sri Lanka). Ou encore, des pays utilisent les données du GFC pour améliorer ou combler les lacunes de leur propre système national de suivi des forêts, par exemple en s'en servant pour compléter les zones couvertes de nuages sur leurs propres cartes (ex. Honduras, Madagascar) (Harris et al., 2018).

1.4 Le cas de la dégradation forestière

Il n'existe pas, à l'heure actuelle, de données spatiales robustes et fiables sur la dégradation forestière à l'échelle des pays du bassin du Congo. C'est pourquoi, la dégradation forestière ne peut pas être prise en compte dans cette étude. Cependant, la dégradation des forêts est un problème sérieux tant du point de vue environnemental, social et économique. L'évaluation de la dégradation forestière représente un défi majeur car elle est causée par de multiples facteurs et prend des formes et intensités variées. De plus, elle est techniquement et scientifiquement difficile à définir et sa définition peut avoir des implications politiques fortes. Ceci rend difficile d'obtenir des approches opérationnelles communes, applicables tant aux niveaux nationaux que internationaux (GOFC-GOLD, 2016).

La dégradation des forêts fait l'objet de nombreuses définitions et est donc perçue différemment par les différentes parties prenantes qui poursuivent des objectifs distincts (Sasaki and Putz, 2009 ; Lund, 2009 ; Thompson et al., 2013 ; FAO, 2011 ; GOFC-GOLD, 2016). Cependant, la définition générique de la dégradation des forêts « *réduction de la capacité de la forêt de fournir des biens et des services* » fournit un cadre commun pour toutes les définitions internationales, telles que celles adoptées par les organisations FAO (2001), OIBT (2005), CBD (2005) ou GIEC (2003). L'évaluation de la dégradation forestière peut ainsi être basée sur la biodiversité, la structure et la composition de la forêt, le stock de carbone, les fonctions de production, protection ou socio-économiques de la forêt, etc. La quantification de la dégradation forestière est un enjeu majeur pour de nombreux acteurs et décideurs, d'autant plus avec la notification des gouvernements auprès des conventions internationales pour la biodiversité (CBD) et le climat (CCNUCC), ou la définition, la mise en œuvre et le suivi de politiques publiques pour la gestion durable des forêts.

Bien que la télédétection permette de suivre l'état des forêts à des échelles temporelles et spatiales de plus en plus précises, elle présente toujours des limitations lorsque les changements, comme la dégradation forestière, se produisent à des échelles de temps courts ou à des résolutions spatiales très fines (Eva et al., 2016). Ainsi, les techniques de télédétection peuvent entraîner une importante sous-estimation de l'étendue de la dégradation en fonction de la taille des pixels des images utilisées et de l'intervalle de temps entre deux images de la zone observée (GFOI, 2016).

Les mesures directes de la dégradation reposent généralement sur des données satellitaires à haute ou très haute résolution spatiale (< 10 m) ou encore sur des données LIDAR aéroportées (Asner et al., 2010). La majorité des méthodes de mesure directe sont encore considérées à un stade de recherche/développement, et requièrent des travaux et projets pilote démonstrateur pour le développement de méthodes robustes et opérationnelles (Bustamante et al., 2016; GFOI, 2016). Les principales limitations aux mesures directes de la dégradation sont (i) qu'elles requièrent l'acquisition de données à haute fréquence d'acquisition, (ii) qu'elles permettent difficilement de discriminer la dégradation issue de processus naturels ou de processus d'origine anthropique, (iii) qu'elles reposent souvent sur des données optiques haute résolution dont la disponibilité est limitée du fait de la couverture nuageuse dans ces régions et de leur coût élevé (GOFC-GOLD, 2014).

Etant donné les limitations mentionnées plus haut, les mesures directes de la dégradation forestière peuvent rarement être appliquées à l'échelle nationale ou régionale. Dans ce contexte, des approches indirectes de mesure de la dégradation ont été développées. Celles-ci reposent sur la cartographie d'indicateurs de la dégradation, tels que la présence de pistes forestières, l'occurrence et le suivi des feux, la fragmentation forestière ou l'application de méthode reposant sur le concept de « forêt intacte » (GOFC-GOLD, 2014).

Ces approches indirectes sont utilisées comme un proxy permettant d'identifier les zones forestières ne subissant pas de perturbations d'origine anthropique. Haurez et al. (2017) et Potapov et al. (2008, 2017) ont défini et mesuré les forêts intactes, sur la base du concept de l'*Intact Forest Landscape (IFL)*, en différenciant les zones de forêt intacte, traversées par aucune route et piste forestière, de celles potentiellement dégradées. Vancutsem et Achard (2016) ont utilisé les archives des données Landsat sur les 30 dernières années combinées aux données Sentinel-2 pour cartographier le développement du réseau routier et évaluer l'état du couvert forestier. Cette approche repose sur l'hypothèse que la majorité des pertes forestières et dégradations sont localisées dans les « zones à risque » situées proches des routes. Shapiro et al. (2016) ont montré dans une étude récente en République Démocratique du Congo que la structure et la composition des forêts ainsi que leur stock de carbone étaient significativement différentes dans les zones de transition forêt/non forêt et ont ainsi utilisé des indices de fragmentation forestière pour évaluer la dégradation des massifs forestiers.

2. DONNEES SUR LES UNITES DE GESTION FORESTIERE ET CARACTERISTIQUES PRINCIPALES DES CONCESSIONS FORESTIERES

Cette partie présente les données quantitatives sur les unités de gestion que nous avons utilisées dans cette étude, c'est-à-dire concernant le Congo, le Gabon, et les zones de forêt dense humide du Cameroun et de la République Centrafricaine (RCA). Afin d'être compatible avec les données sur le couvert forestier utilisées, qui couvrent uniquement la période 1990-2010, ces données s'arrêtent à 2010. De plus, tous les chiffres se référant au couvert forestier sont issus des données nationales de référence, présentées dans la partie précédente. Pour ces raisons, certains chiffres présentés ci-dessous peuvent différer de chiffres présentés dans les parties précédentes si ceux-ci se référaient à la totalité du bassin du Congo ou à la période post-2010.

2.1 Des données officielles mises à disposition

Depuis plusieurs années, l'Observatoire des forêts d'Afrique centrale (OFAC), cellule technique du Secrétariat Exécutif de la COMIFAC, a mis en place un dispositif de collecte de données variées sur les forêts d'Afrique Centrale, et en particulier sur les modes de gestion des terres. Ces données sont collectées au niveau des pays, validées par les institutions nationales en charge et centralisées par l'OFAC. Des données cartographiques et statistiques sont ainsi mises à la disposition des utilisateurs et décideurs. Les données relatives à l'utilisation des terres concernent :

- Régimes et droits fonciers ;
- Conservation (aires protégées, réserves forestières, etc.) ;
- Zones d'extraction (mines, concessions forestières, zones de chasse, etc.) ;
- Activités agricoles (plantations agro-industrielles, plantations forestières, etc.) ;

Les données cartographiques (format SIG) sont disponibles pour la région COMIFAC et par pays¹⁹ : la disponibilité des données varie selon le travail de collecte réalisé dans les pays et selon les thématiques. Les données cartographiques sont associées à des tables attributaires, complétant les informations relatives à chaque unité spatiale.

De plus, dans le cadre du projet Global Forest Watch, le World Ressources Institute (WRI) développe, depuis les années 2000, les projets d'Atlas forestiers interactifs, publiés dans les quatre pays concernés par cette étude. Ces atlas forestiers centralisent et mettent à disposition des données sur l'affectation des terres, dont les données de l'OFAC, et offrent certaines données complémentaires, comme les statistiques de production pour certaines concessions. En fonction des pays, différentes versions des Atlas sont disponibles, actualisées entre 2009 et 2013. Pour chaque pays, les données de chaque version ont été consultées et les données les plus complètes pour notre période d'étude ont été sélectionnées. De plus, des données du WRI de 2016 et des données de terrain recueillies auprès des autorités nationales

¹⁹ Les données mentionnées sont accessibles sur les site internet de l'OFAC (<http://www.observatoire-comifac.net>) et de Global Forest Watch (<http://www.globalforestwatch.org>).

ont été collectées localement pour consolider et vérifier la base de données constituée. Au total, des données ont été recensées pour 869 unités de gestion (concessions, parcs nationaux, autres types d'aires protégées, forêts communautaires et forêts communales).

Pour le cas particulier des concessions forestières, le Tableau 2 détaille les données qui ont été recensées pour chaque concession forestière de la zone d'étude. Les données soulignées en bleu, concernant les dates de début d'exploitation de la zone, le statut d'attribution, le statut d'aménagement et les dates d'attribution, d'aménagement et de certification sont essentielles pour notre étude et ont été révisées en mobilisant les acteurs locaux, la littérature grise et les plans d'aménagements, qui sont, dans de nombreux cas, téléchargeables sur le web au format pdf.

Activité des concessions

Les données de production de bois n'étant pas disponibles pour la majorité des concessions non aménagées, ces données n'ont pas pu être utilisées pour définir les périodes d'activité des concessions. C'est donc l'historique d'exploitation des concessions et notamment la date de début d'exploitation qui a permis de définir si une concession était en activité ou pas à une période donnée. Lorsque la date de début d'exploitation n'était pas connue, c'est la date d'attribution de la concession qui a été utilisée pour définir la date de début d'activité de la concession. De ce fait, le cas particulier des concessions attribuées mais non exploitées pendant quelques années, ou jamais exploitées car en statut de concession de conservation, n'est pas pris en compte : celles-ci sont considérées comme actives une fois qu'elles ont été attribuées. Par contre, dans le cas où la date de début d'exploitation de la zone était antérieure à la date d'attribution de la concession, par exemple dans le cas de la réattribution d'une concession à une autre société ou dans le cas du regroupement de plusieurs petits permis forestiers pour former une concession (cas fréquent au Gabon), c'est la date du début d'exploitation qui a été retenue pour définir la date de début d'activité de la concession. Pour le début d'aménagement des concessions, c'est la date officielle de validation du plan d'aménagement par les autorités compétentes qui a été retenue.

Tableau 2. Données recensées pour chaque concession forestière de la zone d'étude

Date de début d'exploitation
Statut d'attribution
Date d'attribution de la concession forestière (et date d'attribution provisoire si pertinent)
Nom et adresse de la société attributaire
Nom de l'UFA
Groupe financier ou industriel auquel appartient la société
Origine des fonds du capital de l'exploitation
Statut de l'aménagement
Date d'attribution du PAF (et date d'aménagement provisoire si pertinent)
Date et type de certification
Référence des textes officiels
Superficie administrative
Historique d'exploitation

Des données sont également disponibles de manière très hétérogène sur les volumes exploités annuellement, la localisation des assiettes annuelles de coupe (AAC) et la localisation des séries d'aménagement (localisation des zones à vocation agricole et de développement communautaire au sein des concessions aménagées). Bien entendu, les données de volume ne concernent que la part déclarée du bois exploité et aucune information n'est disponible sur l'exploitation illégale. Quant aux données sur les AAC et les séries d'aménagement, elles sont liées à l'aménagement des concessions et sont par conséquent disponibles uniquement pour les concessions aménagées.

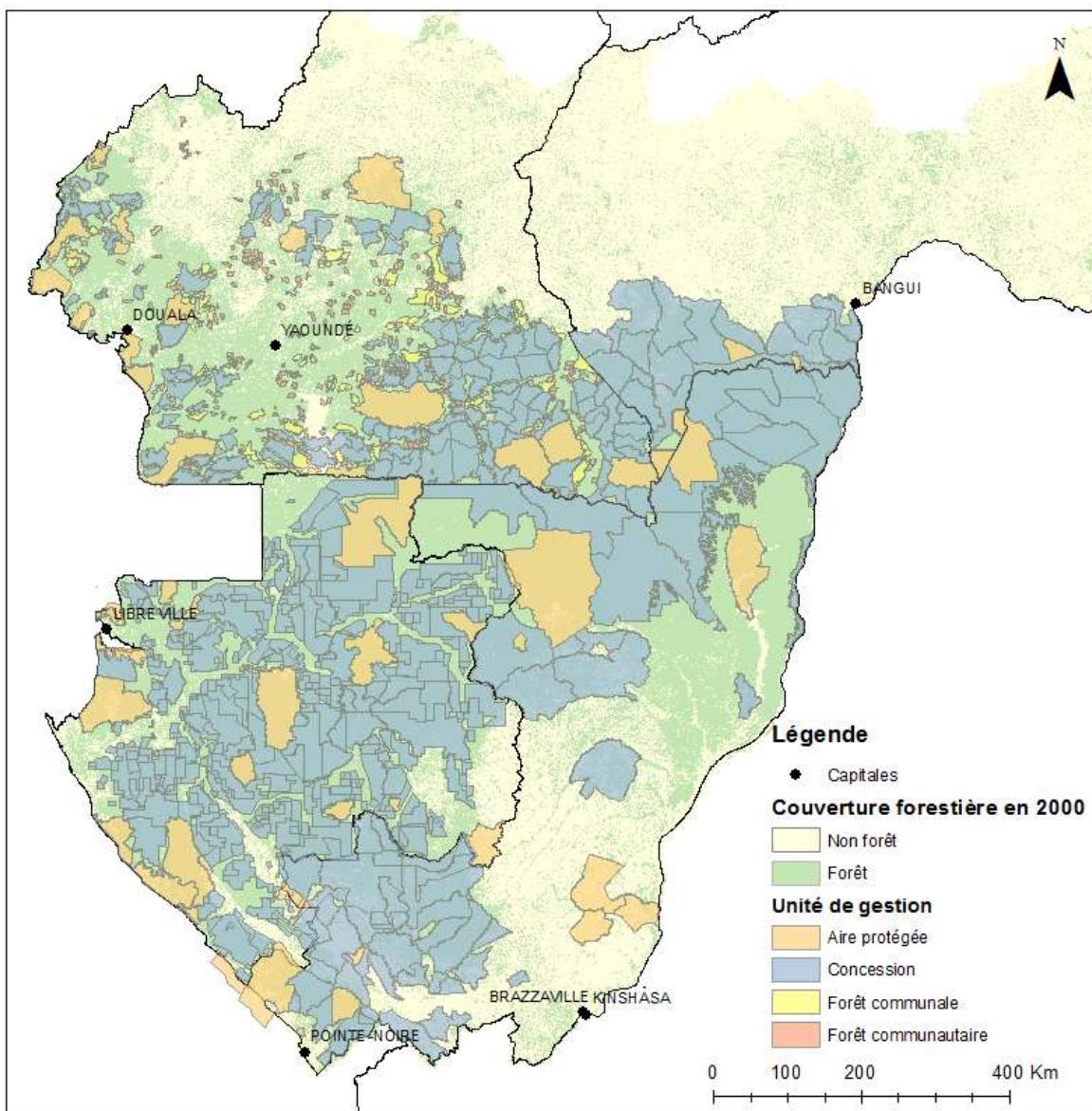
Pour les aires protégées, des données sont disponibles sur le type d'aires protégées (ex. parc national, réserve de faune, domaine de chasse etc.), le niveau de conservation selon la grille de l'IUCN, la date de création, le classement et le statut d'élaboration du plan de gestion. Pour les forêts communales (présentes uniquement au Cameroun) et les forêts communautaires, la date de création est disponible.

2.2 Un zonage forestier dense

La zone d'étude compte 869 unités de gestion forestière dont 397 concessions (soit 46 % des unités de gestion), 35 parcs nationaux, 40 autres types d'aires protégées, ainsi que 360 forêts communautaires et 37 forêts communales. En 2010, ces deux derniers types d'unité de gestion ne sont présents qu'au Cameroun²⁰. Ces unités de gestion sont représentées sur la Carte 3.

Cette carte illustre combien le zonage forestier est dense dans la zone d'étude. Ces unités de gestion couvrent plus de 54 millions d'hectares, dont 87 % est couvert par de la forêt dense en 2010. Aussi, plus de la moitié de la superficie forestière de la zone d'étude est située dans une unité de gestion. Dans certains pays comme le Gabon et le Congo, environ les trois-quarts de la superficie forestière sont inclus dans une unité de gestion. Dans les quatre pays étudiés, les concessions forestières sont les unités de gestion largement majoritaires couvrant 36,3 millions d'hectares de forêt en 2010, contre 6,8 millions pour les parcs nationaux, 2,1 millions pour les autres types d'aires protégées et seulement 1,0 million pour les forêts communautaires et 0,8 pour les forêts communales, ces deux derniers modes de gestion étant présents uniquement au Cameroun en 2010.

²⁰ Comme détaillé partie 1.4, au Gabon, les premières forêts communautaires ont été attribuées en 2013.



Carte 3. Localisation des unités de gestion au sein de la zone d'étude

2.3 Les concessions « actives » : état de l'attribution des concessions entre 2000 et 2010

La littérature s'intéressant aux concessions forestières tend à différencier les concessions actives et les concessions inactives selon leur statut d'attribution ou selon la date de début d'exploitation de la zone. Les concessions non attribuées sont considérées comme inactives (Brandt et al., 2016; Bruggeman et al., 2015; Desbureaux et al., 2016).

La figure 2 présente la proportion de concessions actives en 2000 et en 2010 mais également en 2005 et en 2015 par rapport au nombre total de concessions. Elle montre qu'en 2000, à peine plus d'un tiers des concessions sont actives avec des fortes disparités entre les pays (ie. 149 concessions sont actives dont 64 au Cameroun, 73 au Gabon et seulement 4 au Congo et

8 en RCA) alors que cinq ans après, en 2005, la majorité des concessions sont en activité (70 % soit 278 concessions). En 2010, plus de 85 % des concessions de la région sont actives (soit 345 concessions parmi lesquelles une trentaine commencent leur activité seulement l'année 2009 et 2010). En termes de surface forestière, les concessions actives en 2010 représentent 89 % de la surface forestière des concessions, soit 32 millions d'hectares de forêt. Il faut noter que la situation continue à évoluer rapidement après 2010 et qu'aujourd'hui la quasi-totalité des concessions de la région étudiée sont actives.

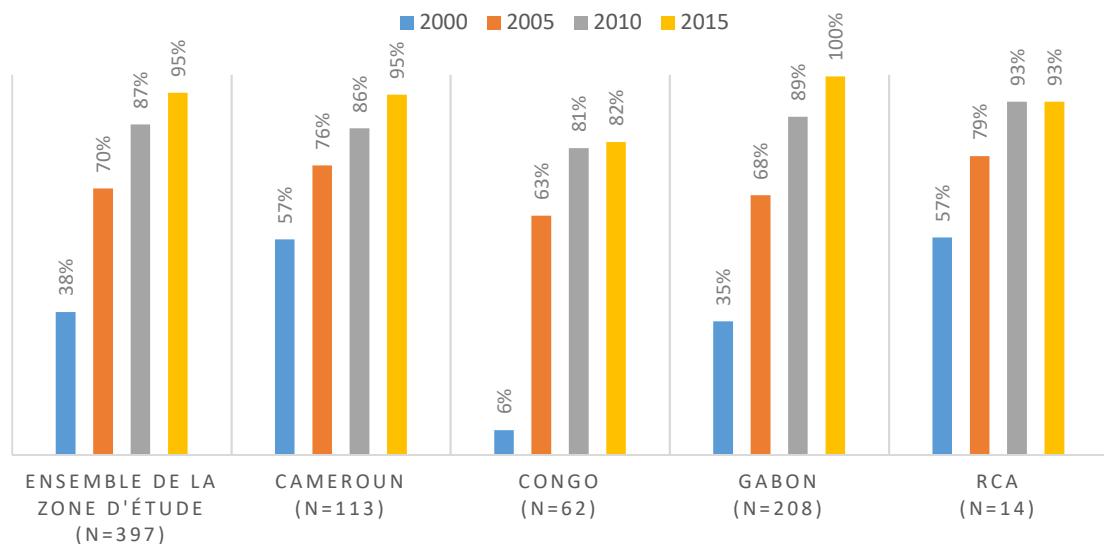


Figure 2. Evolution de la proportion de concessions actives entre 2000 et 2015 par rapport au nombre total de concessions (%)

2.4 Les concessions actives et aménagées: état de l'aménagement des concessions entre 2000 et 2010

La situation de l'aménagement des concessions forestières varie fortement entre les pays et dans le temps. La figure 3 présente l'évolution de la situation de l'aménagement des concessions entre 2000 et 2015, exprimée en pourcentage du nombre total de concessions actives à chaque date. **Cette figure montre que quasiment aucune concession n'était aménagée en 2000, à la fin de la première période étudiée.**

Par contre en 2010, 35 % des concessions actives sont aménagées (ce qui représente 121 concessions et 14,9 millions d'hectares de forêt), avec de grandes différences entre les pays : respectivement 77 et 83 % des concessions actives de la RCA et du Cameroun sont aménagées contre 12 et 14 % au Congo et au Gabon. Cependant, les concessions forestières aménagées au Congo et au Gabon sont des concessions de grandes tailles. Aussi, en termes de superficie forestière aménagée, l'aménagement concerne, en 2010, plus d'un quart des forêts en activité du Congo et plus d'un tiers au Gabon (Figure 4). A l'échelle de la zone d'étude, c'est presque la moitié des superficies forestières incluses dans des concessions en activité en 2010 qui sont

aménagées (Figure 4). En termes d'hectares de forêt aménagée, cela représente 5,3 millions d'hectares aménagées en 2005 et presque le triple en 2010.

C'est au Cameroun que l'aménagement a commencé le plus précocement, et en 2005 la majorité des concessions aménagées de la région sont situées au Cameroun. Aussi, au Cameroun, en 2005, plus de la moitié des surfaces forestières des concessions en activité sont déjà aménagées (62,7 %) (Figure 4). Vient ensuite le Gabon, où près d'un tiers des surfaces forestières en activité sont aménagées à la date de 2005. Par contre, au Congo, aucune concession n'est aménagée en 2005 et une seule en RCA. La carte en annexe 2 illustre la localisation des concessions selon leur état d'aménagement.

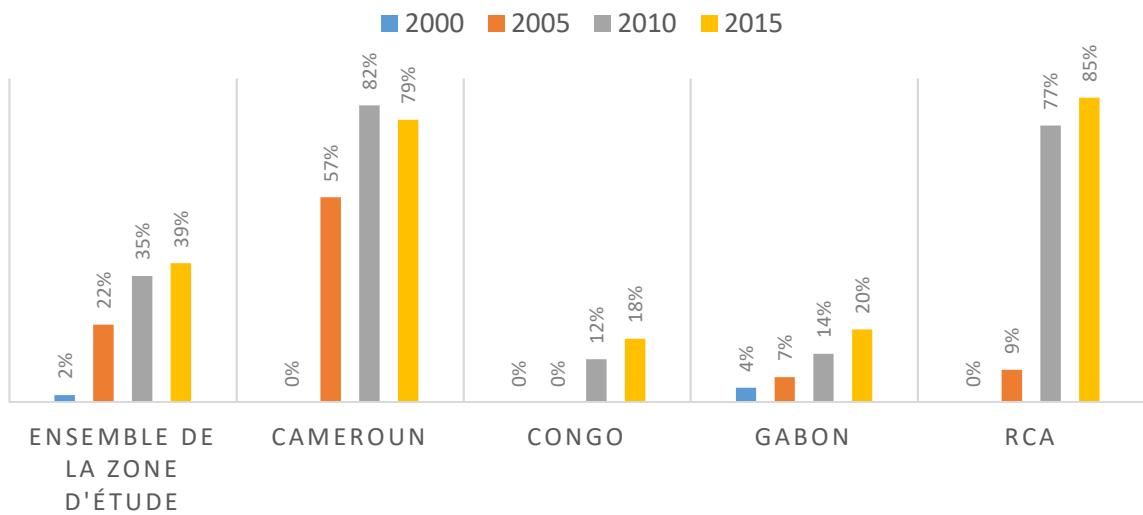


Figure 3. Situation de l'aménagement des concessions entre 2000 et 2015, exprimée en pourcentage du nombre total de concessions actives à chaque date

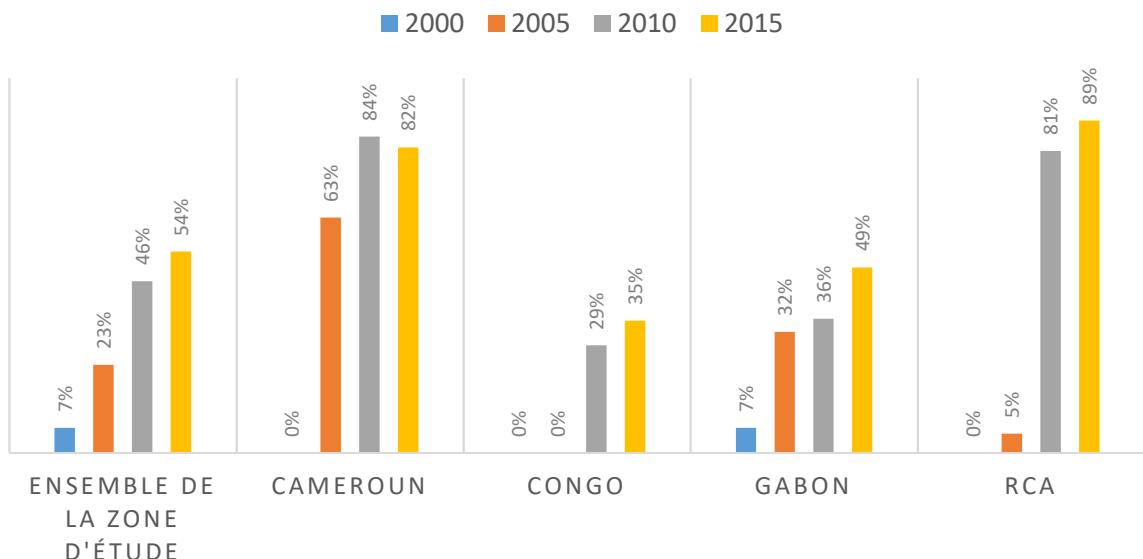


Figure 4. Situation de l'aménagement des concessions entre 2000 et 2015, exprimée en pourcentage du total des surfaces forestières en activité à chaque date

2.5 Les concessions aménagées et certifiées par le FSC

La certification forestière FSC a commencé plus tardivement dans la zone d'étude et toutes les concessions certifiées ont été certifiées après 2005. Au total, 25 concessions sont certifiées en 2010, représentant 4,8 millions d'hectares de forêt sur les 14,8 aménagés, soit environ un tiers. Là aussi le Cameroun se démarque et la majorité des concessions certifiées en 2010 sont situées au Cameroun (12 concessions). Au Congo, la moitié des concessions aménagées à la date de 2010 sont également certifiées (3 concessions sur 6) et au Gabon, 40 % des concessions aménagées à la date de 2010 sont également certifiées (10 concessions sur 25). En RCA, aucune concession n'est certifiée. En 2018, 5,2 millions d'hectares sont certifiées par le FSC (FRM, 2018).

3. ÉTAT DES LIEUX DE LA DEFORESTATION DANS LES UNITES DE GESTION FORESTIERE DU BASSIN DU CONGO

Cette partie présente les principaux moteurs et causes de la déforestation dans le bassin du Congo ainsi qu'un état des lieux de la déforestation dans les unités de gestion avant correction des biais de sélection. Il s'agit d'une comparaison simple des taux de déforestation à visée exploratoire. L'analyse avec contrefactuel de l'efficacité des modes de gestion pour limiter la déforestation est réalisée dans la partie II de ce rapport. Les taux et surfaces de déforestation mentionnés sont tous issus des données nationales de référence, présentée partie II.1.

3.1 Principaux moteurs et causes de déforestation dans le bassin du Congo

De nombreuses études ont analysé les causes directes et les moteurs sous-jacents de la déforestation dans le bassin du Congo (Defourny et al., 2011 ; Ernst et al., 2013 ; Mayaux et al., 2013 ; Megevand, 2013 ; (Desclée, 2013). Ces études s'accordent à montrer que la déforestation est majoritairement observée à petite échelle, avec pour principale cause directe l'agriculture sur brûlis, associée à la collecte de bois de feu, à la carbonisation artisanale et à l'exploitation artisanale de bois d'œuvre (Tyukavina et al., 2018). Les produits agricoles et le charbon sont autoconsommés et servent également à l'approvisionnement du marché local et des centres urbains les plus proches. Ainsi, la déforestation est observée principalement dans les zones forestières de forte densité de population humaine (FRM, 2018). De plus, la croissance de la population urbaine augmente la demande en produit agricole et participe au développement d'une forme d'agriculture de rente non-industrielle, principalement basée sur l'agriculture vivrière et la culture de palmiers à huile et de cacaoyers. Outre des problèmes de déforestation, cette forme d'agriculture pose des problèmes sociaux liés à l'accaparement des terres par les élites et à leur fréquent empiètement sur des zones situées dans des concessions forestières (Marquant et al., 2015).

L'agriculture industrielle, qui concerne principalement le palmier à huile et l'hévéa, et dans une moindre mesure le bananier et la canne à sucre, est jusqu'à présent une cause de déforestation secondaire, les surfaces concernées étant relativement faibles. Cependant, les investissements fonciers à grande échelle ont connu un regain ces dernières années et il est donc probable que, dans les années à venir, les grands projets agro-industriels influencent plus fortement les dynamiques de déforestation (Feintrenie et al., 2016; Tyukavina et al., 2018).

L'exploitation minière industrielle est plutôt considérée comme un facteur de déforestation indirect. La déforestation liée à l'accès et à l'exploitation du gisement est généralement plutôt faible, mais elle s'accompagne d'autres dégâts environnementaux comme la dégradation des systèmes hydriques et les pollutions de l'eau, de l'air et des terres. Quant aux impacts indirects, ils résultent de la construction des infrastructures de transport des minerais et de l'énergie et de l'implantation des bases vie nécessaires au fonctionnement de la mine. Ainsi, l'activité minière rend accessible des zones de forêts relativement intactes à des populations

qui peuvent espérer trouver un emploi au sein de l'entreprise minière et qui peuvent également développer des activités agricoles sur de nouvelles terres ainsi qu'exercer une plus grande pression sur les ressources bois énergie et la faune sauvage. L'exploitation minière artisanale (essentiellement d'or et diamants), généralement illégale, est quant à elle plutôt responsable de pollutions et dégradations environnementales diverses (notamment des cours d'eau) que de déforestation (Marquant et al., 2015).

L'exploitation industrielle de bois d'œuvre est également plutôt considérée comme un facteur de déforestation indirect. En effet, les faibles densités d'exploitation, concentrées sur quelques espèces à haute valeur commerciale, génèrent peu de déforestation directe, d'autant plus que les pistes d'exploitation et aires de stockage ouvertes pour l'exploitation sont rapidement recolonisées une fois abandonnées pour respecter les cycles de rotation (Desclée, 2013). Quant à l'exploitation forestière illégale, en fonction des pays, elle pourrait provoquer une déforestation directe plus grande que l'exploitation industrielle, ou en tout cas une plus grande dégradation forestière (Marquant et al., 2015). Par contre, l'exploitation industrielle représente une cause indirecte de déforestation car elle facilite l'accès aux espaces forestiers via l'ouverture de pistes forestières. Cependant, dans les zones peu peuplées comme certaines régions du Gabon, l'ouverture des pistes ne génère pas de déforestation indirecte. C'est donc plutôt la concomitance de fortes densités de population et de l'ouverture de pistes forestières qui favorise localement une déforestation et une dégradation du couvert forestier (Desclée, 2013).

Cette observation souligne l'importance de la densité de population. En effet, toutes les études s'accordent à dire que le principal moteur sous-jacent de la déforestation dans le bassin du Congo est la pression démographique, tant rurale qu'urbaine (Desclée, 2013; Ernst et al., 2013; Tyukavina et al., 2018). La croissance démographique, particulièrement importante au Cameroun et également au Congo (et bien sûr en RDC), entraîne une expansion des terres cultivées, et par extension des « complexes ruraux » : une mosaïque de terres défrichées, de champs actifs, de champs en jachère et de forêts secondaires, avec une interface perméable avec des terres forestières utilisées à d'autres fins, comme par exemple l'exploitation forestière artisanale des produits forestiers ligneux et non-ligneux (Molinario et al., 2017). Aussi, une étude récente de (Tyukavina et al., 2018) basée sur les données satellitaires de l'université du Maryland, conclut qu'à l'échelle régionale, 84 % des perturbations forestières sont imputables à l'agriculture à petite échelle (les deux tiers étant en RDC), avec un doublement des taux annuels de défrichement pour l'agriculture à petite échelle entre 2000 et 2014, ce qui reflète l'importance de la croissance démographique. Le deuxième facteur de perturbation forestière, loin derrière l'agriculture à petite échelle, est l'exploitation industrielle de bois d'œuvre, qui représente 10 % des perturbations à l'échelle régionale (Tyukavina et al., 2018).

Les autres moteurs de déforestation importants sont la pauvreté rurale, le développement de nouvelles infrastructures et la maîtrise insuffisante de la gouvernance du secteur forestier (Desclée, 2013). Ainsi, la proximité des villes influe fortement sur la déforestation, tout comme les infrastructures routières. L'absence d'infrastructures routières de bonne qualité est un frein au développement des activités d'exploitation agricoles et de bois énergie.

3.2 Dynamique de déforestation dans les pays étudiés

Comparé aux autres massifs forestiers tropicaux, la déforestation est faible dans la zone d'étude. Le tableau 3 et la figure 5 présentent les surfaces déboisées par pays pendant les deux périodes considérées (1990-2000 et 2000-2010) ainsi que les taux bruts de déforestation correspondant. Les taux de déforestation sont faibles dans les quatre pays : ils sont inférieurs à 1 % en 10 ans au Congo et au Gabon, entre 1,5 et 2 % au Cameroun et entre 2,5 et 3,5 % en RCA. Ces taux sont particulièrement faibles au Gabon, avec seulement 0,22 % de déforestation entre 2000 et 2010. Du fait de ces taux de déforestation particulièrement faibles, seule la déforestation brute est prise en compte dans cette étude. En effet, en prenant en compte la régénération forestière par période pour calculer la déforestation nette sur la période, les taux de déforestation nette sont proches de zéro voir positifs dans certains cas (ie. plus de gains de forêt que de pertes sur la période 10 ans). **De plus, nous rappelons que la déforestation est définie dans cette étude comme une perte de couvert forestier, que celle-ci soit permanente ou non. D'une certaine manière, cette définition de la déforestation permet de se rapprocher d'un indicateur de dégradation forestière car elle considère qu'une zone déboisée demeure perturbée et n'est pas compensée par un recrû forestier.**

A l'échelle régionale (hors RDC²¹ et Guinée équatoriale), la déforestation a diminué entre 1990-2000 et 2000-2010. C'est le cas au Gabon, au Cameroun et en RCA mais pas au Congo. La diminution entre les deux périodes est particulièrement marquée au Gabon où elle a été divisée par deux. En RCA, elle a baissé de 16 % et au Cameroun de 11 %. Par contre, la déforestation a légèrement augmenté au Congo avec presque 200 000 hectares déboisés entre 2000 et 2010, ce qui représente une augmentation de 39 % par rapport à la période 1990-2000. Mais en termes de surface déboisée, c'est au Cameroun que la déforestation est la plus importante avec plus de 400 000 hectares déboisés entre 2000 et 2010.

Tableau 3. Superficie forestière et déforestation par pays sur les deux périodes d'après les données nationales de référence en hectares

Pays	Période	Données de référence		
		Superficie forestière initiale (km ²)	Surface déboisée (km ²)	Taux de déforestation (%)
Congo	1990-2000	223 554	1 375	0.62
	2000-2010	233 595	1 911	0.82
Gabon	1990-2000	237 242	1 025	0.43
	2000-2010	236 634	512	0.22
Cameroun	1990-2000	245 396	4 790	1.95
	2000-2010	241 487	4 245	1.76
RCA	1990-2000	98 759	3 140	3.18
	2000-2010	96 364	2 632	2.73
Total	1990-2000	804 951	10 330	1.28
	2000-2010	808 080	9 300	1.15

²¹ A noter que le pays où la déforestation est la plus élevée dans la région est la RDC, où les taux de déforestation sont en augmentation forte depuis plusieurs années.

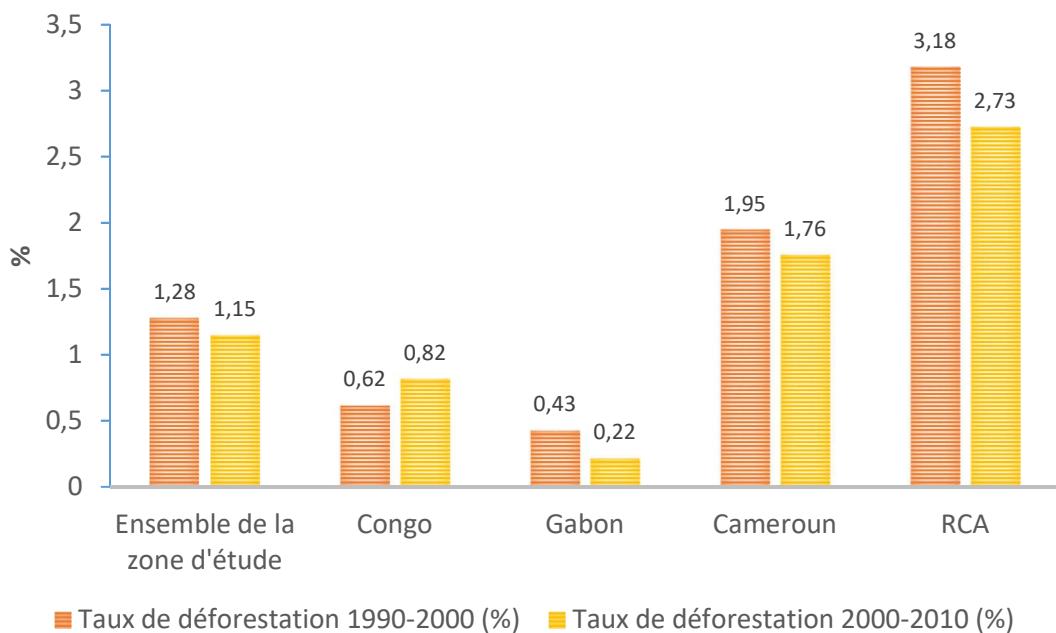


Figure 5. Evolution des taux de déforestation brute par pays entre 1990-2000 et 2000-2010

3.3 Dynamique de déforestation dans les différentes unités de gestion

A l'échelle générale de la zone d'étude, la déforestation a diminué entre la période 1990-2000 et la période 2000-2010 dans toutes les catégories d'unités de gestion forestière (Figure 6).

Les taux de déforestation sont particulièrement faibles dans les parcs nationaux (inférieurs à 0,15 % sur 10 ans quelle que soit la période considérée), mais ils sont également faibles dans les concessions et dans les autres types d'aires protégées (inférieurs à 0,6 % sur 10 ans quelle que soit la période considérée). C'est dans les forêts communautaires, toutes situées au Cameroun, que les taux de déforestation sont les plus élevés (entre 1 et 1,5 % selon la période), tout en restant en deçà des taux de déforestation observés à l'échelle nationale au Cameroun (1.76 % entre 2000 et 2010, cf. Figure 5). Toutefois, à l'échelle des unités de gestion forestière de la zone d'étude et au vu des superficies forestières concernées par les différents modes de gestion, c'est tout de même dans les concessions forestières que les pertes forestières absolues sont les plus importantes (195 800 ha entre 2000 et 2010 contre 37 200 dans les autres modes de gestion, tous modes de gestion confondus). **Mais, de manière générale, la majorité des pertes forestières se situent en dehors des unités de gestion forestière : seulement 25 % des pertes forestières de la zone d'étude sont situées dans les différentes unités de gestion.**

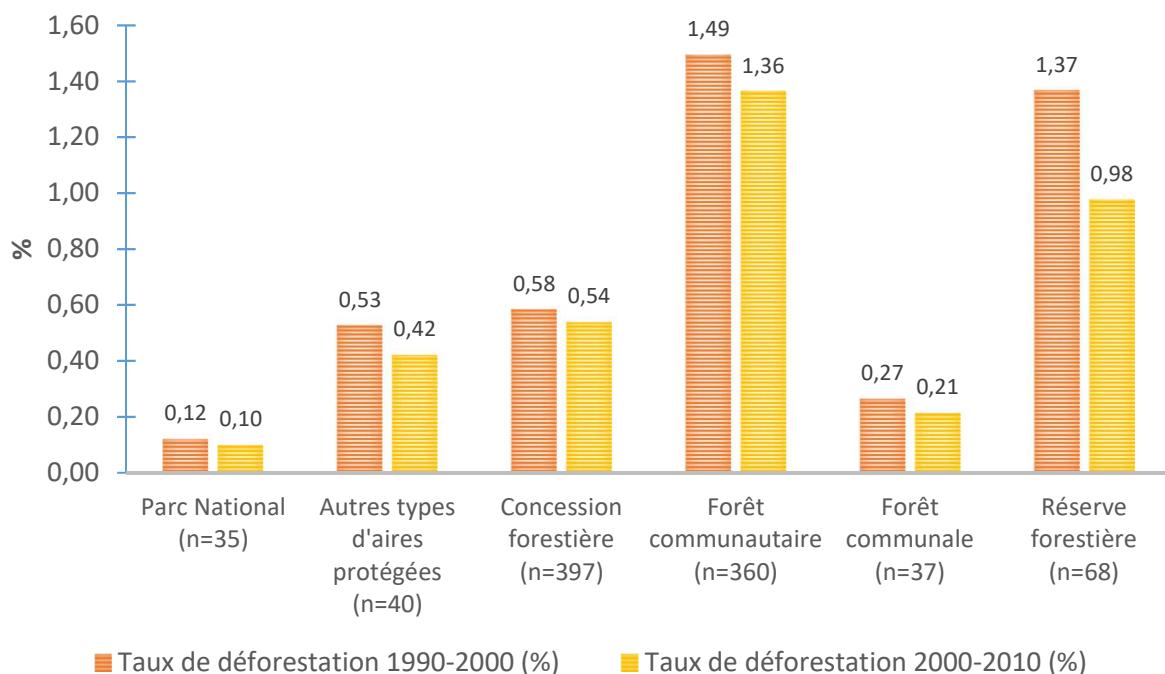


Figure 6. Evolution des taux de déforestation brute entre 1990-2000 et 2000-2010 par mode de gestion forestière dans la zone d'étude

Les figures 7 et 8 détaillent les taux de déforestation par pays respectivement dans les aires protégées (toutes catégories confondues) et les concessions forestières. Dans les aires protégées, les taux de déforestation sont très faibles dans tous les pays (inférieurs à 0,5 % sur 10 ans). Ils ont diminué dans tous les pays entre 1990-2000 et 2000-2010 sauf au Congo, où ils ont augmenté tout en restant inférieurs à 0,5 % sur 10 ans (Figure 7).

Dans les concessions, les taux de déforestation ont également diminué dans tous les pays sauf au Congo (Figure 8). En 2010, le taux de déforestation dans les concessions du Congo avoisine même le taux de déforestation national (0.83 % dans les concessions contre 0.82 % à l'échelle nationale). Ainsi, environ 100 000 ha ont été déboisés dans les concessions congolaises entre 2000 et 2010. En RCA, pays où les taux de déforestation dans les concessions sont largement les plus élevés (1,8 % entre 2000 et 2010), c'est 53 800 ha qui ont été déboisés entre 2000 et 2010. C'est au Cameroun, pays pionnier dans la mise en place de son code forestier et le classement et l'aménagement de ses concessions, que les taux de déforestation dans les concessions sont les plus faibles (0,17 % entre 2000 et 2010, représentant une perte de 11 900 ha) suivi de près par le Gabon (0,21 % entre 2000 et 2010, soit une perte de 29 700 ha).

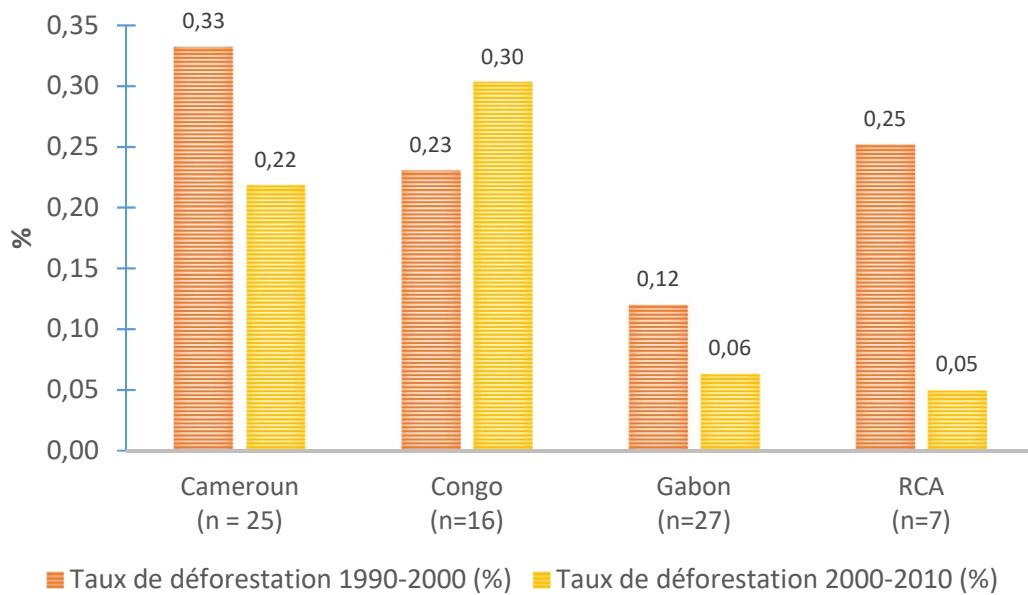


Figure 7. Evolution du taux de déforestation dans les aires protégées entre 1990-2000 et 2000-2010

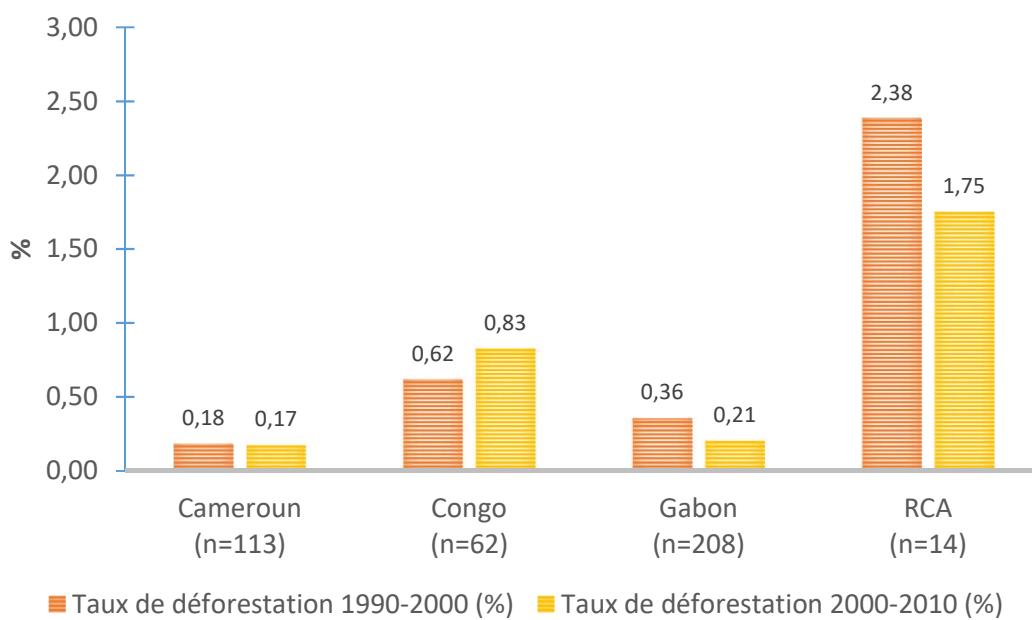


Figure 8. Evolution du taux de déforestation dans les concessions forestières entre 1990-2000 et 2000-2010

3.4 Dynamique de déforestation dans les concessions selon leur aménagement

La figure 9 présente les taux de déforestation sur les périodes 1990-2000 et 2000-2010 dans les concessions selon leur situation d'aménagement. Cette figure ne différencie pas les concessions aménagées durant la première période (1990-2000), étant donné que quasiment aucune concession n'était aménagée en 2000. Par contre, cette figure différencie les concessions aménagées en début de deuxième période (soit avant 2005, et représentées par la catégorie I. sur la Figure 9), de celles aménagées en fin de deuxième période (soit après 2005, catégorie II. sur la Figure 9), en considérant que ces dernières ont eu moins de temps pour mettre en œuvre leur PAF que celles aménagées dès le début de la période. En effet, un PAF validé en 2009 ou en 2010 aura eu moins de temps pour produire des effets sur la déforestation mesurée en 2010 qu'un PAF validé dès le début des années 2000.

De même, le nombre d'années d'activité des concessions sur la période étudiée est important lorsque les impacts de ces concessions pendant cette période sont mesurés (encadré 3). Cela nécessite d'imposer aux concessions un nombre minimum d'années d'activité durant la période analysée. Pour ces raisons, la figure 9 présente uniquement les concessions ayant au moins deux ans d'activité à la date de 2010 (et qui ont donc été attribuées avant 2008). Ainsi, 29 concessions attribuées en 2009 ou au cours de l'année 2010 ne sont pas considérées. Il se trouve que ces concessions sont toutes non aménagées à la date de 2010. En effet, les concessions aménagées à la date de 2010 tendent à être en activité depuis plus longtemps que les concessions non aménagées. A titre indicatif, 93 % des concessions aménagées à la date de 2010 sont en activité depuis au moins 5 ans (et ont donc été attribuées avant 2005), contre seulement 74 % des concessions non aménagées à la date de 2010, et la totalité des concessions aménagées sont en activité au moins depuis l'année 2008, contre 87 % des concessions non aménagées.

Encadré 3. Le cas des concessions attribuées en fin de période 2000-2010²², soit les années 2009 ou 2010.

Les concessions attribuées après 2008 (soit en 2009 ou au cours de l'année 2010) peuvent avoir des impacts sur la déforestation en 2010 très faibles voir nuls. En effet, seuls les impacts de leur première année d'activité (par ex. en termes d'ouvertures de pistes forestières) sont visibles en 2010 et donc comptabilisés dans la déforestation 2000-2010. De plus, la carte du couvert forestier de 2010 est réalisée en utilisant des images satellites de + ou – 2 ans autour de cette date (cf. partie 3 sur les données sur le couvert forestier), ce qui peut contribuer à gommer les impacts ayant eu lieu l'année 2009 et 2010, biaisant donc particulièrement les résultats dans les concessions où l'activité a commencé seulement l'année 2009 ou 2010. Le calcul des taux de déforestation 2000-2010 dans les concessions attribuées en 2009 et 2010 confirme ces pronostiques de faible déforestation visible en 2010 : seulement 0,27 % entre 2000 et 2010. **Pour ces raisons, pour notre étude, il semble important d'imposer aux concessions un nombre minimum d'années d'activité durant la période 2000-2010.**

²² La situation est bien entendu la même pour les concessions attribuées en fin de période 1990-2000 dans le cas où les impacts des concessions sont mesurés pendant la première période (1990-2000).

La figure 9 montre que dans les concessions aménagées dès le début de la période (avant 2005), le taux de déforestation entre 2000 et 2010 est faible (0,25 %). Il est quasiment égal au taux de déforestation dans les concessions inactives entre 2000 et 2010. Par contre, le taux de déforestation 2000-2010 des concessions aménagées en fin de période (après 2005) est plus élevé (0,69 %), et il est quasiment égal à celui des concessions non aménagées à la date de 2010 (0,68 %).

On observe également que la déforestation a diminué entre les deux périodes dans les concessions aménagées et dans les concessions inactives (cf. cat. I. II. et IV. sur la Figure 9) alors qu'elle a augmenté dans les concessions non aménagées à la date de 2010 (cf. III sur la Figure 9). Cependant, alors que toutes les concessions actives en 2010 sont en activité au moins depuis deux ans à la date de 2010, cela n'est pas forcément le cas sur la première période (1990-2000). En effet, comme montré sur la figure 2 page 62, seulement 38 % des concessions de la zone d'étude était déjà en activité pendant la première période (soit 149 concessions). Ainsi la déforestation observée sur la première période n'est pas nécessairement liée à la présence de la concession et à ses activités d'exploitation. A titre indicatif, 83 % des concessions aménagées les premières (catégorie I.) étaient déjà en activité en 2000, contre seulement 46 % des concessions aménagées en fin de période (catégorie II.) et 36 % des concessions non aménagées (catégorie III.).

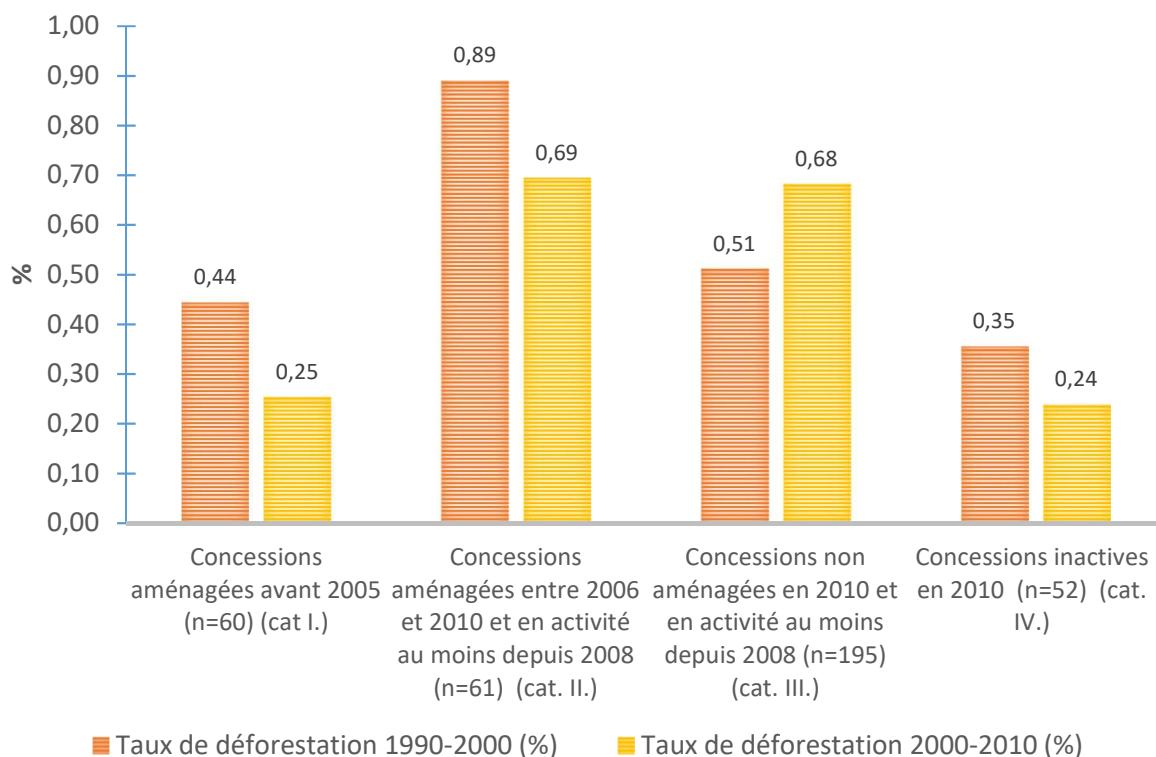


Figure 9. Evolution du taux de déforestation selon le statut d'aménagement des concessions forestières

3.5 Dynamique de déforestation dans les concessions certifiées par le FSC

Toutes les concessions certifiées par le FSC ont été certifiées après 2005. Ces concessions ont pour la plupart leur PAF validé depuis plusieurs années : plus de la moitié (64 %) des concessions certifiées à la date 2010 ont été aménagées avant 2005. La figure 10 présente les taux de déforestation selon la situation des concessions vis-à-vis de la certification forestière FSC. Les taux de déforestation 2000-2010 sont plus faibles dans les concessions aménagées et certifiées avant 2010 que dans les concessions aménagées et non certifiées en 2010 (0,31 % contre 0,59 %). Ils ont diminué dans les deux cas entre les deux périodes.

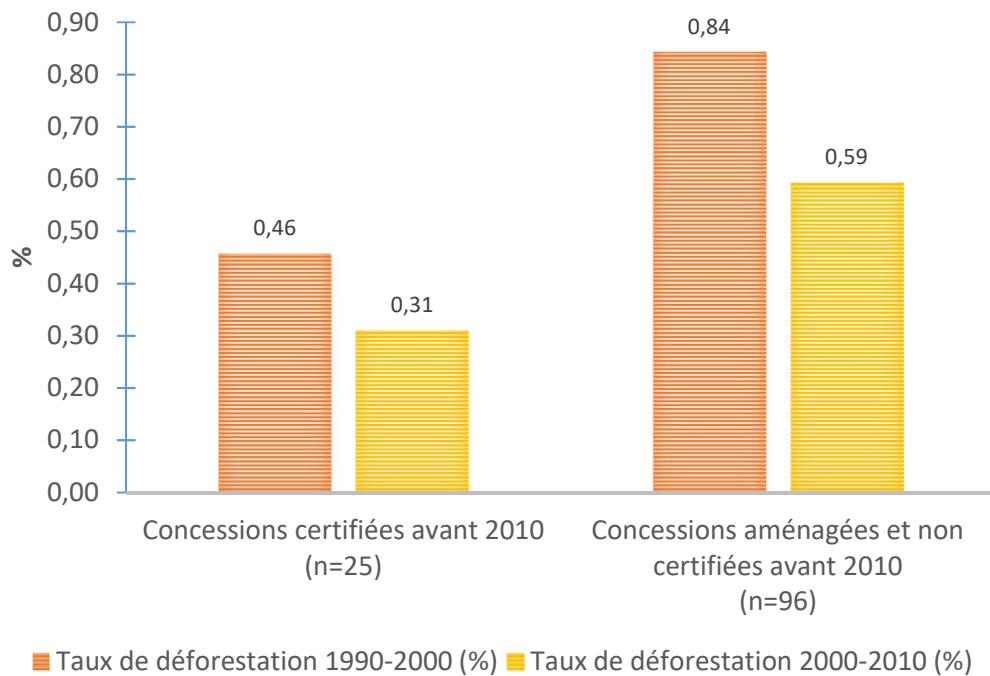


Figure 10. Evolution de la déforestation selon la certification FSC

4. BIAIS DE SELECTION ENTRE LES DIFFERENTES UNITES DE GESTION

La partie précédente a dressé un état des lieux de la déforestation dans les unités de gestion avant correction des biais de sélection. Or, nous allons voir dans cette partie que les différentes unités de gestion forestière ne sont pas reparties aléatoirement dans le territoire et qu'elles peuvent donc être soumises à des pressions de déforestation plus ou moins importantes du fait de leur localisation. L'analyse avec contrefactuel de l'efficacité des modes de gestion pour limiter la déforestation présentée dans la partie III de ce rapport devra donc corriger ces biais.

4.1 Les variables influençant la probabilité de déforestation ou l'allocation des terres

Nous avons vu dans la partie précédente sur les moteurs et causes de déforestation que la densité de population est vue comme le principal moteur sous-jacent de déforestation dans le bassin du Congo. L'accessibilité est également une cause de déforestation, la proximité des villes et les infrastructures routières influençant fortement la probabilité de déforestation. Pour analyser la déforestation, il est donc particulièrement important de prendre en compte des variables spatialisées permettant de décrire la densité de population et l'accessibilité du territoire. Si la distance aux routes, aux villes et aux villages semble particulièrement bien décrire l'accessibilité du territoire, la topographie joue également un rôle, les zones les plus pentues pouvant être moins accessibles, ou du moins être moins adaptées pour la pratique d'activités forestières ou agricoles. De plus, des variables environnementales peuvent aussi influencer la déforestation ou l'allocation des terres. Il s'agit par exemple de la biomasse forestière, les zones les plus riches en biomasse ayant pu, par exemple, être dédiées en priorité à la production. La taille de l'unité de gestion représente également un biais de sélection potentiel, les unités de gestion les plus étendues pouvant avoir plus de potentialités en termes d'exploitation durable des ressources naturelles mais aussi plus de poids politique et économique, et au contraire, être plus difficile à gérer et à contrôler.

La proximité avec des zones déboisées antérieurement peut également influencer la probabilité de déforestation. D'une part, la formation et l'expansion des complexes ruraux, constitués de mosaïque de terres défrichées, de champs actifs, de champs en jachère et de forêts secondaires, impliquent que les zones situées à proximité de zones récemment ouvertes et converties à l'agriculture ont une probabilité supérieure d'être déboisées que celles situées loin de zones récemment converties. D'autre part, lorsque des pistes forestières ont été ouvertes, celles-ci peuvent générer de la déforestation indirecte en étant par la suite utilisées pour pénétrer dans la forêt et pratiquer diverses activités engendrant de la déforestation (agriculture, bois de feu, exploitation illégale de bois d'œuvre, etc.). Les zones situées à proximité des zones déboisées antérieurement pour ouvrir ces pistes ont donc également une probabilité supérieure d'être déboisées, que celles-ci soient proches ou non d'un complexe rural.

Nous avons donc cartographié plusieurs variables cherchant à décrire i) l'accessibilité du territoire, ii) la répartition de sa population ainsi que iii) le milieu environnemental (topographie et l'état des ressources forestières). Les variables sélectionnées sont détaillées ci-dessous.

Accessibilité du territoire :

- **Distance au réseau de transport** (*dist_route*), calculée comme étant la distance euclidienne à l'axe de transport le plus proche (route principale, voie ferrée, rivière navigable) en kilomètres (source WRI et vérification à dire d'expert). En effet, d'une part, les voies de transport rompent l'isolement des massifs forestiers et d'autre part, l'absence d'infrastructures de transport est un frein au développement des activités d'exploitation agricoles et de bois énergie.
- **Distance aux marchés urbains** (*dist_marché*), calculée comme étant la distance euclidienne à la ville la plus proche (capitale provinciale et régionale) en kilomètres (source WRI et vérification à dire d'expert). En effet, la population des villes est importante et la demande en produit agricole et en charbon de la part de la population urbaine est forte. Ainsi, plus les zones forestières sont proches des villes, plus elles sont susceptibles d'être sollicitées pour approvisionner le marché local.
- **Distance aux villages** (*dist_village*), calculée comme étant la distance euclidienne au village le plus proche en kilomètres (source WRI recensant plus de 30 000 villages et communautés locales). Cette variable décrit la présence de foyers de population rurale, population fortement dépendante des ressources forestières pour pratiquer la chasse, l'agriculture, s'approvisionner en bois de feu, etc.
- **Distance aux capitales et ports d'exportation** (*dist_capitale*), calculée comme étant le chemin de plus faible coût cumulé pour atteindre la capitale ou le port d'exportation le plus proche en utilisant les axes de transport, ceux-ci ayant été pondérer selon leurs caractéristiques (axes principaux et secondaires) (source WRI et vérification à dire d'expert). Cette variable décrit les contraintes de transport qui pèsent sur certaines régions isolées, notamment le Nord-Congo, la RCA ou encore l'Est Cameroun, contraintes logistiques et financières particulièrement fortes pour l'export de bois des concessions de ces régions.

Densité de population :

- **Densité de population** (*dens_village*), calculée comme étant la densité de villages dans un rayon de 20 kilomètres (source WRI recensant plus de 30 000 villages et communautés locales). Cette variable décrit les agrégats de villages situés à proximité les uns des autres et qui traduisent donc une pression de population plus importante. En effet, les ressources forestières situées à proximité de cinq villages seront, dans la plupart des cas, plus sollicitées que celles situées à proximité d'un unique village.

Plusieurs autres données globales sur la répartition de la population ont été téléchargées et projetées afin d'analyser visuellement leur cohérence avec la réalité locale, comme les

données WorldPop²³ et Gridded Population of the World²⁴. Cependant celles-ci n'ont pas été retenues car nous avons jugé qu'elles apportaient localement beaucoup de biais en créant des artefacts sur certaines zones rurales, en plus d'avoir une résolution spatiale assez faible. La variable densité de villages calculée à partir de données collectées nationalement et mises à disposition par les atlas forestiers du WRI nous a semblé mieux décrire la répartition de la population, notamment dans les zones rurales.

Nous avons également testé la variable densité de lumière la nuit (source NOAA) qui est utilisée par plusieurs études comme un proxy de l'activité économique. Cependant, celle-ci tendait à être endogène à la présence de concessions car elle montrait la lumière issue des déchets de bois qui sont brûlés par l'industrie forestière. Cette variable n'a donc pas été retenue.

Milieu environnemental :

- **Biomasse forestière** (*biomasse*) issue de la carte de densité de biomasse forestière aérienne en Mg/ha en 2000 de Avitabile et al., (2016). En effet, la biomasse forestière peut à la fois influencer l'allocation des terres et la probabilité de déforestation pour un usage agricole.
- **Pente** (*pente*), exprimée en pourcentage de pente d'après le SRTM. En effet, des plus fortes pentes peuvent gêner l'exploitation agricole et forestière.
- **Altitude** (*altitude*) en mètres d'après le SRTM (source : SRTM). Le gradient altitudinal peut influencer la probabilité de déforestation et l'allocation des terres.
- **Distance à la déforestation antérieure** (*dist_defo*), calculée comme étant la distance euclidienne à la zone déboisée pendant la période antérieure (1990-2000) la plus proche en kilomètres d'après les données nationales de référence. En effet, comme mentionné ci-dessus, les zones proches de zones déboisées antérieurement ont une probabilité supérieure d'être déboisées que ce soit lié à l'expansion de complexes ruraux ou à la réutilisation des pistes forestières.
- **Taille de l'unité de gestion** (*aire*) en hectare.

Aucune variable sur la fertilité des sols n'a été retenue, la question agricole en Afrique centrale étant beaucoup plus liée à l'accessibilité et à la biomasse forestière. De plus, les données globales disponibles (FAO) sont peu précises pour la région.

Finalement, pour chacune des variables présentées, nous avons calculé la moyenne et l'écart-type des valeurs de tous les pixels inclus dans chaque unité de gestion. Nous avons donc obtenu pour les 869 unités de gestion leur situation moyenne pour chacune des variables d'accessibilité, de densité de population et d'environnement.

²³ <http://www.worldpop.org.uk/>

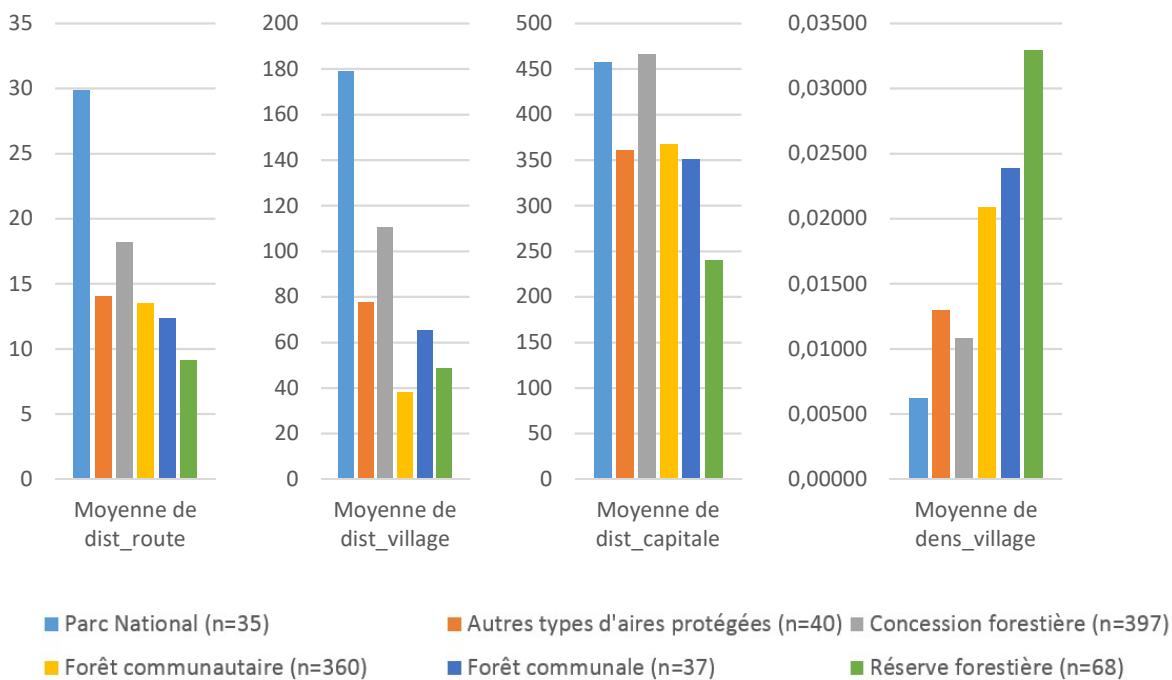
²⁴ <http://sedac.ciesin.columbia.edu/data/collection/gpw-v4>

4.2 Caractéristiques de localisation des différentes unités de gestion

Les parcs nationaux et les concessions sont les unités de gestion les plus isolés et les moins accessibles et sont situés dans les zones les moins peuplées. En effet d'après les figures ci-dessous, les parcs nationaux sont situés bien plus loin des routes et des villages que les autres unités de gestion et notamment que les autres types d'aires protégées (toutes étant dans des catégories IUCN moins strictes que les parcs nationaux) (Figure 11). Après les parcs nationaux, ce sont les concessions forestières qui sont les plus éloignées des routes et des villages. Les parcs nationaux et les concessions forestières sont aussi, en moyenne, particulièrement éloignés des capitales et des ports. Dans la même logique, ce sont les parcs nationaux qui ont les densités de villages les plus basses, suivis des concessions forestières. Les autres types d'aires protégées ont également des densités de villages assez faibles par rapport aux forêts communautaires et aux forêts communales (Figure 11).

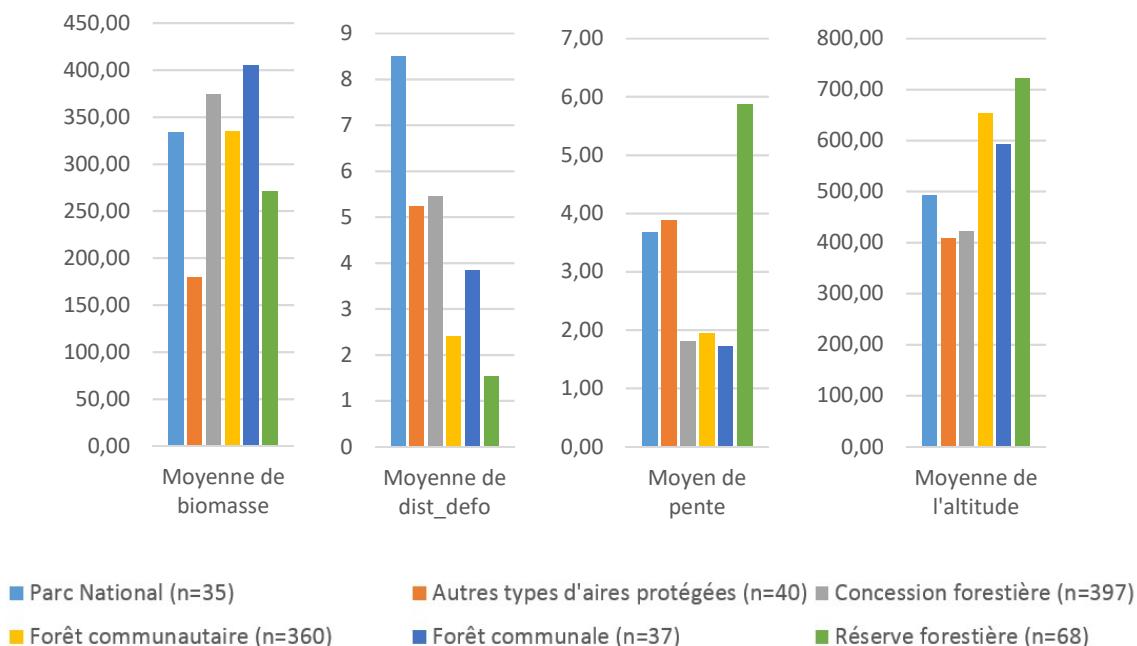
A l'opposé, les forêts communautaires sont les unités de gestion qui sont les plus accessibles et qui sont situées dans les zones les plus peuplées. Ainsi, et de manière logique, ce sont les unités de gestion qui sont les plus proches des villages et qui ont les densités de villages les plus élevées. Elles sont également plus proches des routes, tout comme les forêts communales et les autres types d'aires protégées (en moyenne, moins de 15 km d'un axe de transport important) (Figure 11). Les forêts communautaires sont également les unités de gestion situées les plus proches des lisières forestières et des zones de déforestation antérieure. A l'inverse, les parcs nationaux, les concessions forestières, et dans une moindre mesure, les forêts communales, sont les unités de gestion situées les plus loin des lisières forestières. Les parcs nationaux sont également de loin les unités de gestion situées les plus loin des zones de déforestation antérieure.

La topographie et la biomasse révèlent également des disparités dans l'allocation des unités de gestion. En moyenne, les parcs nationaux et les autres types d'aires protégées sont situées dans les zones les plus pentues alors que les concessions forestières sont dans les zones de plus faibles pentes et de plus faibles altitudes (Figure 12). Finalement, les concessions forestières et les forêts communales sont situées dans des zones ayant des densités de biomasse forestière plus élevées. Ce sont les autres types d'aires protégées qui ont le moins de biomasse (Figure 12).



Note : *Dist_route* : Distance euclidienne à l'axe de transport le plus proche (route principale, voie ferrée, rivière navigable) (Km) ; *Dist_village* : Distance euclidienne au village le plus proche (Km) ; *Dist_capitale* : Chemin de plus faible coût cumulé pour atteindre la capitale ou le port d'exportation le plus proche en utilisant les axes de transport ; *Dens_village* : Densité de villages dans un rayon de 20 km (nombre de villages par kilomètre carré)

Figure 11. Caractéristiques d'accessibilité et de population des différentes unités de gestion



Note : *Biomasse* : Densité de biomasse forestière aérienne en Mg/ha en 2000 ; *Dist_defo* : Distance euclidienne à la déforestation antérieure (1990-2000) (Km) ; *Altitude* : altitude en mètre ; *Pente* : pente en %

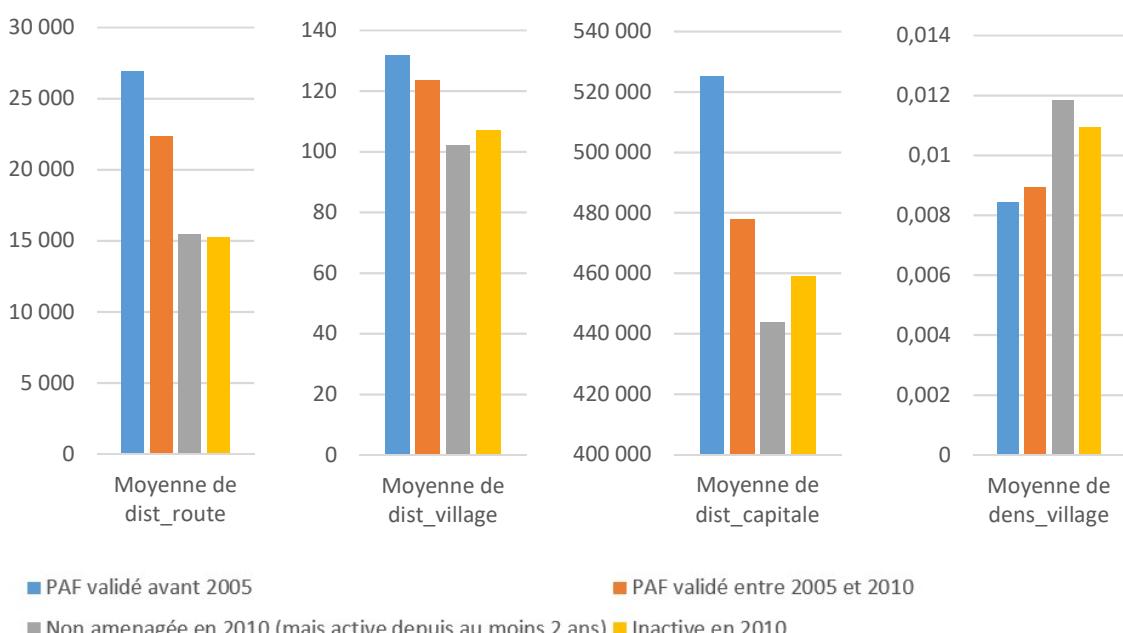
Figure 12. Caractéristiques environnementales des différentes unités de gestion

4.3 Caractéristiques de localisation des concessions selon leur aménagement

Les concessions aménagées sont moins accessibles et plus isolées que les concessions non aménagées et sont situées dans des zones moins peuplées. En effet en moyenne, elles sont situées plus loin des routes, des marchés, des villages et des capitales et ports que les concessions non aménagées et sont dans des zones ayant des densités de villages bien moindres (Figure 13). De plus, on peut noter un gradient temporel : les concessions aménagées les premières (avant 2005) sont plus isolées que celles aménagées après (entre 2006 et 2010) pour toutes ces variables.

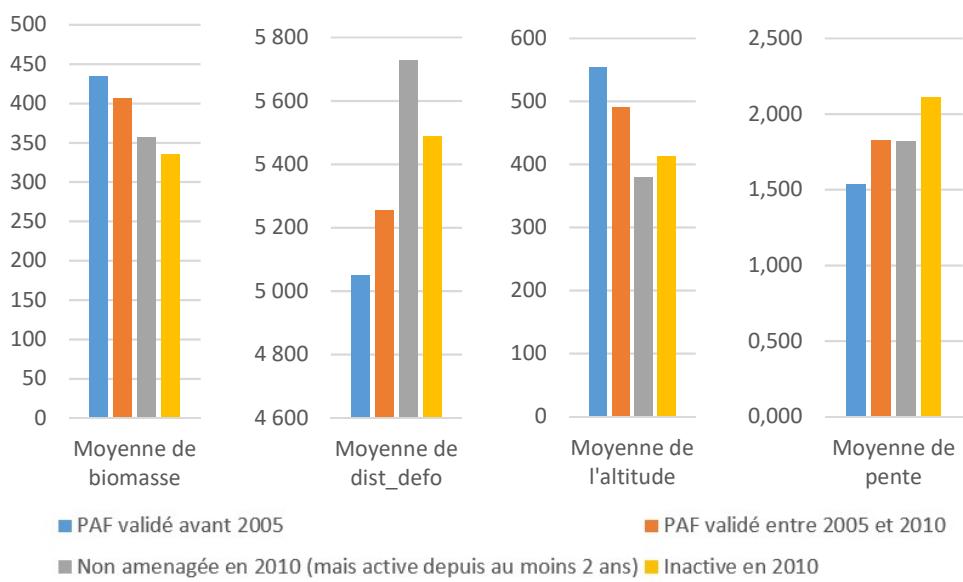
De plus, les concessions aménagées sont situées dans des zones où la biomasse forestière est supérieure (Figure 14). On retrouve d'ailleurs le même gradient temporel : les concessions aménagées les premières sont celles où la biomasse est la plus élevée, suivies de celles aménagées entre 2006 et 2010, puis des concessions non aménagées et enfin des concessions inactives. Les concessions aménagées sont également situées plus loin des lisières forestières, surtout les concessions aménagées avant 2005. Par contre, les concessions aménagées sont en moyenne situées plus proches de zones déboisées entre 1990 et 2000 que les concessions non aménagées.

Concernant la topographie, les concessions aménagées sont situées dans des zones où l'altitude moyenne est supérieure mais où les pentes moyennes sont inférieures à celles des zones où sont situées les concessions non aménagées (Figure 14). Les concessions aménagées les premières sont celles où l'altitude est la plus élevée et les pentes les moins fortes. Les concessions inactives sont celles qui sont situées sur les pentes les plus fortes.



Note : *Dist_route* : Distance euclidienne à l'axe de transport le plus proche (route principale, voie ferrée, rivière navigable) (Km) ; *Dist_village* : Distance euclidienne au village le plus proche (Km) ; *Dist_capitale* : Chemin de plus faible coût cumulé pour atteindre la capitale ou le port d'exportation le plus proche en utilisant les axes de transport ; *Dens_village* : Densité de villages dans un rayon de 20 km (nombre de villages par kilomètre carré)

Figure 13. Caractéristiques d'isolement des concessions selon leur état d'aménagement



Note : Biomasse : Densité de biomasse forestière aérienne en Mg/ha en 2000 ; Dist_defo : Distance euclidienne à la déforestation antérieure (1990-2000) (Km) ; Altitude : altitude en mètre ; Pente : pente en %

Figure 14. Caractéristiques environnementales des concessions selon leur état d'aménagement

L'analyse de ces variables montre qu'il y a des biais de sélection forts, que ce soit pour l'allocation des différentes unités de gestion ou pour l'aménagement des concessions. Ces variables devront donc être prises en compte dans la prochaine partie sur l'analyse d'impact afin d'identifier pour chaque analyse un groupe témoin (ou groupe de contrôle) aussi similaire que possible du groupe traité (concessions aménagées, ou autres modes de gestion dont on souhaite évaluer l'impact sur la déforestation).

PARTIE III : Analyse d'impact

1. STRATEGIE EMPIRIQUE POUR L'EVALUATION DE L'IMPACT DES MODES DE GESTION SUR LA DEFORESTATION

Dans cette partie, nous présentons l'approche quasi-expérimentale utilisée pour mesurer les effets de l'aménagement des concessions forestières sur la déforestation 2000-2010 en comparant la déforestation dans les zones traitées (concessions aménagées) et dans les zones témoins (concessions non aménagées) après correction des biais de sélection. Cette même méthode est utilisée pour mesurer l'impact de la certification forestière FSC sur la déforestation et pour réaliser une analyse comparée de l'efficacité des aires protégées, des concessions, des forêts communautaires et des forêts communales.

1.1 Unité d'analyse, variable résultat et définition des groupes traités et des groupes témoins

Les analyses sont effectuées à l'échelle des unités de gestion. La variable résultat est la superficie totale déboisée dans l'unité de gestion au cours de chaque période de dix ans (1990-2000 et 2000-2010) et entre les deux périodes, exprimée en hectare.

L'aménagement forestier s'inscrit dans une perspective à long terme. Il est donc particulièrement important de prendre en compte le nombre d'années écoulées après la validation du PAF pour évaluer l'effet de l'aménagement des concessions sur la déforestation. En effet, un PAF validé en 2009 aura bénéficié de moins de temps pour produire des effets sur la déforestation entre 2000 et 2010 qu'un PAF validé au début des années 2000. De même, le nombre d'années d'activité des concessions sur la période est important.

Pour cette raison, cette étude repose d'abord sur l'analyse des concessions ayant validé leur PAF depuis au moins cinq ans. Ce test, nommé « **PAF 2000-2005** » est notre traitement principal et considère comme traité uniquement les concessions aménagées entre 2000 et 2005 avec pour témoin les concessions actives en 2005 et non aménagées sur la période 2000-2010. Il permet donc de mesurer les effets de l'aménagement sur la déforestation au moins 5 ans après la validation du PAF. La logique de définition des concessions traitées et témoins est présentée sur la figure 15.

Par souci d'exhaustivité et afin de prendre en compte plus de concessions dans l'analyse, un deuxième test a été réalisé qui considère comme traitées les concessions aménagées plus tardivement, soit entre 2006 et 2010. Ce test s'inscrit dans du très court terme : évaluer l'effet d'une concession aménagée l'année 2009 sur la déforestation pendant la période 2000-2010 offre très peu de recul temporel. Ceci est peu cohérent par rapport à la théorie du changement qui montre que l'aménagement s'inscrit plutôt dans une perspective de moyen à long terme. Cependant, il est possible de considérer que les concessions forestières peuvent commencer à améliorer leur pratique de gestion avant la validation de leur PAF, du fait du délai souvent long entre la soumission du PAF aux autorités compétentes et sa validation officielle par celles-ci. Par ailleurs, d'autres études, comme celle de Brandt et al. (2016), définissent leur traitement sur du très court terme : Brandt et al. (2016) analyse l'effet des concessions

aménagées entre 2005 et 2010 sur la déforestation entre 2005 et 2010 au Congo. Ce test est nommé « **PAF 2006-2010** » et considère comme traitées les concessions actives en 2008 et aménagées entre 2006 et 2010 avec pour témoin les concessions actives en 2008 et non aménagées sur la période 2000-2010..

L'impact de la certification forestière FSC sur la déforestation a également été testé. Le test « **FSC 2000-2010** » considère comme traitées les concessions actives en 2008 et certifiées en 2010 (et donc par définition aménagées) et comme témoins les concessions actives en 2008 mais non aménagées sur la période 2000-2010. Cependant, la certification des concessions FSC ayant commencé tardivement dans la zone d'étude, avec les premières concessions certifiées en 2005 et avec une majorité de concessions certifiées après 2008, ces analyses se heurtent aux mêmes problèmes de faible recul temporel que pour le test *PAF 2006-2010*. Cependant, ce test reste tout de même intéressant car i) la plupart des concessions certifiées à la date de 2010 ont leur PAF validé depuis plusieurs années, plus de la moitié ayant même été aménagées avant 2005, ii) les concessions FSC ont bénéficié d'une vérification de leurs pratiques et de la mise en œuvre de leur PAF par un organisme tiers. Ainsi, on peut considérer que dans le contexte de gouvernance forestière faible dans le bassin du Congo, la certification, ou la recherche de la certification, peut être un catalyseur pour la mise en œuvre concrète du PAF.

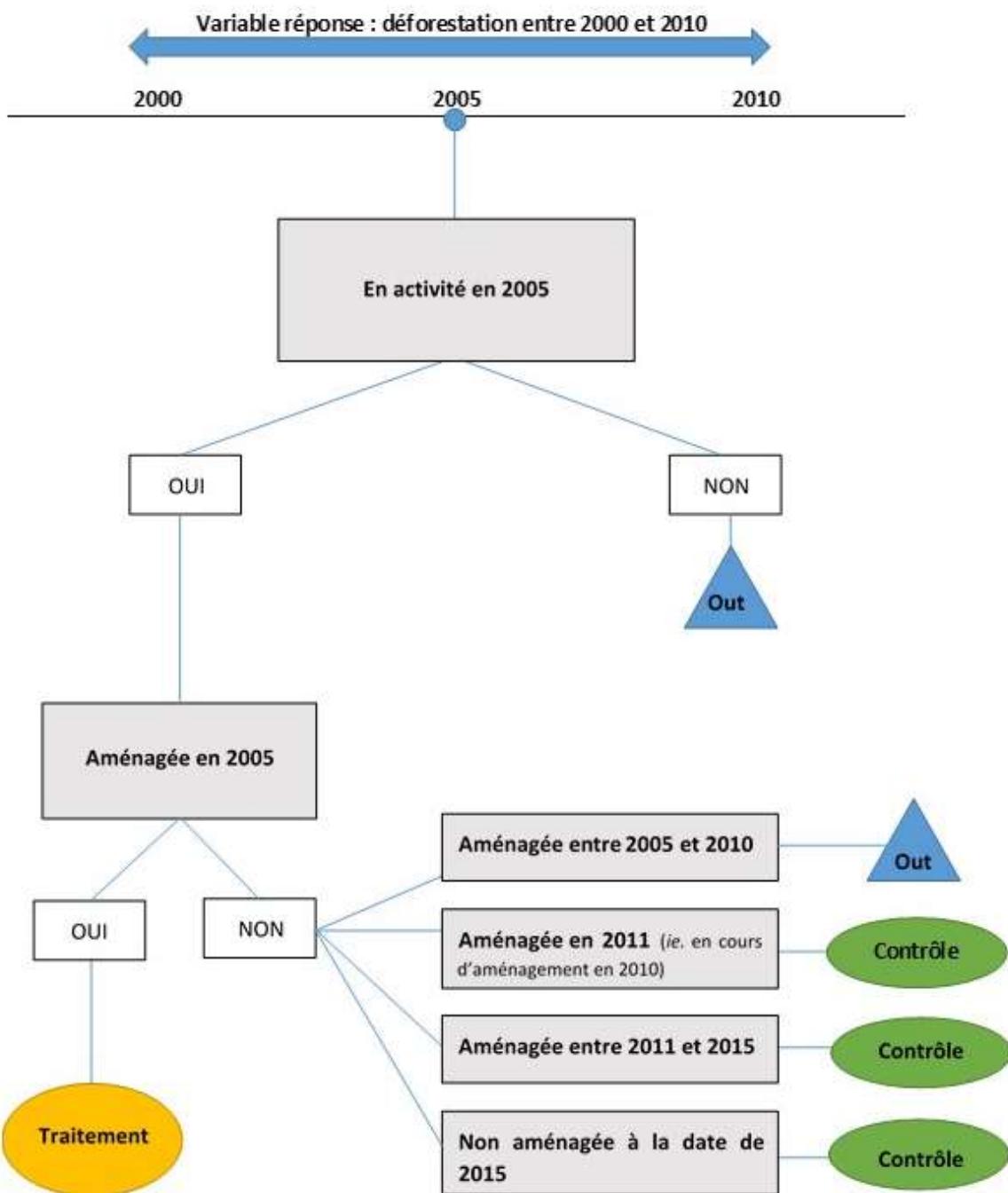


Figure 15. Définition des groupes traités et témoins pour le test PAF 2000-2005

1.2 L'appariement sur les scores de propension (PSM)

Nous utilisons une approche quasi-expérimentale avec contrefactuel pour isoler l'effet causal du traitement sur la déforestation, approche communément utilisée dans les études d'évaluation d'impact des politiques de conservation (Blackman, 2013; Börner et al., 2016; Le Velly et Dutilly, 2016). Comme d'autres auteurs dans le contexte des politiques de conservation des forêts, nous nous appuyons sur un appariement basé sur les scores de propension (PSM, *propensity score matching*) qui réalise un appariement en fonction de la combinaison de variables liés à la déforestation qui identifie le mieux les concessions qui ont validé leur PAF (Ho et al., 2007) et permet donc de comparer les concessions avec PAF aux concessions sans PAF avec lesquelles elles devraient partager les mêmes profils de risque de déforestation, limitant ainsi les effets des biais de sélection (Rosenbaum et Rubin, 1983).

Le PSM permet de sélectionner un échantillon d'observations témoins similaires aux observations traitées concernant les covariables observables incluses dans l'estimation. Nous estimons la probabilité qu'une observation soit traitée, c'est-à-dire les scores de propension, à partir des covariables observables X_i :

$$Pr(T_i = 1) = \alpha + \sum_{l=1}^L \beta_l X_{li} + \epsilon_i \quad (1)$$

Dans l'équation (1), $T_i = 1$ si l'observation est située dans une concession traitée et X_{li} est un vecteur de L variables de contrôle décrites dans la section ci-dessous. L'équation (1) est estimée en utilisant un modèle logit.

Sur la base de cette estimation, nous pouvons ainsi reconstruire le score de propension qui représente la combinaison linéaire optimale des caractéristiques liées à la déforestation qui distinguent au mieux les concessions ayant validé leur PAF. Ensuite, nous pouvons estimer le score de propension de toutes les concessions avec et sans PAF. Puis nous comparons chaque concession avec un PAF validé aux concessions sans PAF avec qui elle partage des scores de propension similaires. Plusieurs types d'appariement (*matching*) sont testés, notamment un appariement avec le plus proche voisin et avec les trois et cinq plus proches voisins. Nous évaluons ensuite la validité de la procédure d'appariement par un test d'équilibrage des covariables afin de vérifier que l'appariement ait bien permis d'équilibrer les différences entre le groupe traité et le groupe témoin par rapport aux variables de contrôle incluses dans le modèle.

De ce fait, nous obtenons un groupe témoin pondéré similaire au groupe traité en ce qui concerne les facteurs de confusion observables. En comparant le groupe traité et le groupe témoin pondéré par rapport à la variable résultat (la déforestation), nous obtenons l'effet moyen du traitement sur les traités (ATT). L'effet identifié est l'impact supplémentaire sur la déforestation de la validation d'un PAF (ou d'un PAF + certification) dans les concessions par rapport aux concessions non aménagées.

Pour l'analyse comparée des modes de gestion, la même stratégie empirique est utilisée.

1.3 Variables de contrôle

Une hypothèse clé du PSM est la sélection sur les observables. Elle nécessite que tous les facteurs confondants influençant à la fois la réception du traitement et la variable de résultat soient inclus dans le modèle (Rosenbaum and Rubin, 1983).

Concernant les facteurs observables, il s'agit des variables présentées partie II. 4, liées à l'accessibilité du territoire, aux densités de population et au milieu environnemental. Pour rappel, ces dix variables sont : la distance au réseau de transport (*dist_route*), la distance aux marchés urbains (*dist_marché*), la distance aux villages (*dist_village*), la distance aux capitales et ports d'exportation (*dist_capitale*), la densité de population (*dens_village*), la biomasse forestière (*biomasse*), la pente (*pente*), l'altitude (*altitude*), la distance à la déforestation antérieure (*dist_defo*) et la surface de la concession (*aire*). Ces dix variables, associées à la fois à la probabilité de déforestation et à la probabilité d'allocation des différentes unités de gestion ou de l'aménagement des concessions, ont été inclus dans nos estimations.

En ce qui concerne les facteurs confondants inobservables, pour l'analyse de l'impact de l'aménagement et de la certification des concessions, nous utilisons les concessions n'ayant pas validé de PAF comme groupe témoin, en considérant que celles-ci sont initialement similaires sur les inobservables aux concessions ayant validé leur PAF. En effet, la gestion durable des forêts via l'aménagement des concessions a été imposée dans toute la région par les législations forestières des différents pays qui reposent sur un ensemble de règles similaires. Toutes les concessions ont eu les mêmes opportunités pour réaliser leur PAF. Toutefois, certaines concessions ont été aménagées plus tardivement ou n'ont pas été aménagées du fait de contraintes locales qui rendent un PAF plus difficile à mettre en œuvre. Il peut également exister des biais de sélection inobservables propres à la décision pour un concessionnaire de faire un PAF ou non. Par exemple, les concessions qui travaillent essentiellement avec les marchés européens, ou qui anticipent d'installer leurs activités dans le long terme, peuvent avoir plus tendance à travailler sur leur PAF, voir à chercher à obtenir une certification forestière FSC. Cependant, ces dimensions qualitatives sont délicates à appréhender et à renseigner pour l'ensemble de la zone d'étude (Panlasigui et al., 2018). En fait, la plupart des variables liées aux décisions de gestion forestière ou de production, telles que les marchés ou le volume exploité, ne sont disponibles que pour les concessions ayant un PAF validé, et par conséquent, il est impossible de les inclure dans le modèle. Pour ces raisons, nous posons l'hypothèse que l'utilisation des concessions non aménagées en tant que groupe témoin permet de contrôler pour la plupart des facteurs confondants inobservables.

1.4 Tests de robustesse

Afin de vérifier si nos résultats ne sont pas dus à des facteurs confondants inobservables, nous avons recours à deux tests de robustesse.

Premièrement, nous effectuons des régressions placebo sur la période 1990-2000 pour mesurer les différences entre les concessions traitées et les concessions témoins avant la validation du PAF. Si nos résultats ne sont pas imputables à des facteurs inobservables, il ne devrait y avoir aucune différence statistiquement significative entre les groupes traités et les groupes témoins avant la validation du PAF.

Deuxièmement, nous avons effectué des analyses par différence de différence (DiD) entre les périodes 1990-2000 et 2000-2010, ce qui permet de contrôler les facteurs inobservables invariants dans le temps. Etant donné qu'uniquement une partie des concessions est attribuée sur la période 1990-2000, les analyses DiD sont moins robustes que celles concernant la période 2000-2010. C'est pour cette raison²⁵ que nous les utilisons en test de robustesse plutôt qu'en test principal.

1.5 Hétérogénéité de l'impact : test des hypothèses causales de la théorie du changement

Afin d'explorer les mécanismes de changement, nous avons évalué l'hétérogénéité spatiale de l'impact. Nous avons testé trois hypothèses en comparant comment varie la probabilité de déforestation au sein des concessions en fonction de la distance à la déforestation antérieure, la distance aux communautés locales les plus proches et la distance au réseau de transport (Tableau 4).

Pour cela, nous avons réalisé un tirage aléatoire de points au sein des concessions. Une distance minimale de 200 mètres est imposée entre les points afin de minimiser l'autocorrélation spatiale. L'échantillonnage est stratifié avec au moins deux fois plus de points dans les concessions témoins que dans les concessions traitées afin d'augmenter la probabilité de trouver un bon appariement pour chaque point traité. Seuls les points en forêt en 2000 sont conservés. Chaque point est considéré comme une observation. Pour chaque observation, nous avons extrait la valeur de chaque covariable et la valeur de la variable résultat (déforestation ou non) qui est une variable muette qui prend la valeur de 1 si le point a été déboisé entre 2000 et 2010 et de 0 s'il est resté en forêt. Ainsi, contrairement aux analyses à l'échelle des unités de gestion où nous avons mesuré la déforestation évitée en hectares, nous avons ici mesuré l'augmentation ou la diminution de la probabilité de déforestation en points de pourcentage.

Nous avons répliqué les mesures de l'impact du traitement sur la déforestation entre 2000-2010 en utilisant cette base de données à l'échelle des pixels afin de vérifier que nous

²⁵ A ceci s'ajoute que les données de déforestation concernant la période 1990-2000 sont un peu moins précises que celles pour la période 2000-2010 du fait de la moindre résolution et disponibilité d'images satellites dans les années 1990. De plus, les données du GFC ne couvrent pas la période 1990-2000, rendant impossible la reproduction des analyses DiD avec un autre jeu de données.

trouvions bien les mêmes tendances qu'en utilisant la base de données à l'échelle des unités de gestion (concessions).

Nous avons ensuite divisé notre échantillon en deux sous-groupes en fonction de la valeur médiane des trois variables étudiées et nous avons estimé l'impact sur ces deux sous-échantillons. En faisant cela, nous avons estimé l'hétérogénéité de l'impact en fonction de ces variables, ce qui a permis de tester certains mécanismes causaux de notre théorie du changement. Etant donné que seul le traitement PAF 2000-2005 respecte la perspective de moyen à long terme de la théorie du changement, en laissant au minimum cinq ans au PAF pour produire de l'effet, nous avons analysé l'hétérogénéité de l'impact uniquement pour ce traitement.

Tableau 4. Hypothèses guidant l'analyse des mécanismes causaux

Hypothèses	Variables testées pour l'analyse d'hétérogénéité	Mécanisme testé	Impact supposé
1	<i>Distance à la déforestation antérieure</i>	Efficacité de la planification de la concession, en particulier de la cartographie des séries de production	Moins de déforestation proche de la déforestation antérieure grâce à la planification de la rotation et les AAC, évitant les repasses sur les zones précédemment exploitées
		Efficacité du contrôle de la concession, en particulier du contrôle de l'accès via la fermeture des anciennes pistes forestières	Moins de déforestation proche de la déforestation antérieure en raison de la réduction des activités illégales autour des anciennes pistes forestières
2	<i>Distance aux communautés locales</i>	Efficacité de la planification de la concession, en particulier la définition des zones de développement communautaire et agricole	Moins de déforestation à proximité des zones habitées grâce à la promotion d'activités durables et à un meilleur suivi de l'extension des villages et zones agricoles
		Efficacité des « contrats sociaux » des concessions	
3	<i>Distance au réseau de transport</i>	Efficacité du contrôle de la concession, en particulier du contrôle des limites de la concession	Moins de déforestation à proximité du réseau de transport en raison du contrôle des limites de la concession accessibles depuis les axes de transport public

1.6 Analyse comparée des modes de gestion

Pour l'analyse de l'impact des différents modes de gestion, les différentes unités de gestion de la zone d'étude ont été comparées deux à deux. Du fait de la grande diversité d'aires protégées dans la zone d'étude, une distinction a été faite entre les parcs nationaux et les autres types d'aires protégées. De plus, afin de tenir compte de la variabilité au sein des concessions forestières, plusieurs catégories ont été définies : i) l'ensemble des concessions, que celles-ci soient actives ou non, ii) les concessions actives en 2010 et iii) les concessions avec un PAF validé avant 2005. Les forêts communautaires et communales n'étant présentes qu'au Cameroun en 2010, celles-ci ont été comparées à la fois avec un sous-échantillon composé uniquement des autres unités de gestion camerounaises et avec l'ensemble des unités de gestion de la zone d'étude.

Dans la mesure du possible, toutes les catégories ont été comparées deux à deux avec pour chaque couple traité/témoin, le test de la situation inverse. Cependant, il n'a pas été possible de mesurer l'impact du traitement pour toutes ces situations car, dans certains cas, nous n'avons pas pu trouver de contrefactuels pertinents, c'est-à-dire qu'il a été impossible d'identifier un groupe témoin similaire au groupe traité. Ceci est notamment lié au fait que pour certains tests, il y a plus d'observations traitées que d'observations témoins (par exemple, si l'on souhaite prendre comme groupe traité l'ensemble des concessions et comme groupe témoin les aires protégées). Ou alors, le groupe traité n'est vraiment pas représenté par les observations appartenant au groupe témoin au niveau de leurs caractéristiques initiales. Ceci est particulièrement le cas pour les forêts communautaires qui ont des caractéristiques très différentes des autres unités de gestion, notamment du fait de leur petite taille et de leur forte proximité avec les villages. Il est donc difficile de leur trouver des contrefactuels pertinents dans les autres unités de gestion. Le tableau 5 présente les différents tests qui ont pu être réalisés en permettant un appariement de qualité entre groupe traité et groupe témoin.

Nous avons utilisé la même stratégie empirique que pour l'analyse de l'impact de l'aménagement des concessions forestières, en se plaçant à l'échelle de l'unité de gestion. Cependant, pour les forêts communautaires, nous n'avons pas pu obtenir de matching satisfaisant à l'échelle de l'unité de gestion, ceci quelles que soient les types d'unités de gestion considérées comme zone témoin. Pour ces raisons, nous avons testé le matching à partir d'un échantillonnage de point, réalisé dans la végétation forestière en 2000 avec une distance minimale de 200 mètres entre chaque point. L'échantillonnage est stratifié avec au moins deux fois plus de points dans les zones témoins que dans les zones traitées (forêts communautaires) afin d'augmenter la probabilité de trouver un bon appariement pour chaque point traité. Tout comme pour les analyses d'hétérogénéité au sein des concessions, chaque point est considéré comme une observation et pour chaque observation, nous avons extrait la valeur de chaque covariable et la valeur de la variable résultat, qui est une variable muette qui prend la valeur de 1 si le point a été déboisé entre 2000 et 2010 et de 0 s'il est resté en forêt. Nous avons conservé les mêmes covariables, sauf la covariable *aire_forêt* (surface en forêt de l'unité de gestion en 2000), qui devient moins essentielle car nous mesurons l'augmentation ou la diminution de la probabilité de déforestation d'une

observation en points de pourcentage et non la déforestation évitée en hectares, comme lors des analyses à l'échelle de l'unité de gestion. En se basant sur l'échantillonnage de point, nous avons obtenu un matching satisfaisant pour comparer les forêts communautaires avec l'ensemble des concessions du Cameroun et avec les concessions actives du Cameroun.

Tableau 5. Groupe traité et groupe témoin pour l'analyse comparée des modes de gestion

Test	Groupe traité	Groupe témoins
<i>NP1</i>	Parc national (n=35)	Toutes les concessions (n=397)
<i>NP2</i>		Concessions actives en 2010 (n=345)
<i>AP1</i>	Autres types d'aires protégées	Toutes les concessions (n=397)
<i>AP2</i>	(n=40)	Concessions actives en 2010 (n=345)
<i>AP3</i>	Ensemble des aires protégées	Toutes les concessions (n=397)
<i>AP4</i>	(n=75)	Concessions actives en 2010 (n=345)
<i>Conc1</i>	Concession avec un PAF en 2005	Ensemble des aires protégées (n=75)
<i>Conc2</i>	(n=60)	Parc national (n=35)
<i>Conc3</i>		Autres types d'aires protégées (n=40)
<i>Uniquement pour le Cameroun :</i>		
<i>CF1</i>	Forêt communale (n=37)	Toutes les concessions (CMR) (n=113)
<i>CF2</i>		Toutes les concessions (région) (n=397)
<i>CF3</i>		Concessions actives en 2010 (CMR) (n=97)
<i>CF4</i>		Concessions actives en 2010 (région) (n=345)
<i>ComF1</i>		Toutes les concessions CMR (pixel, n=22 964)
<i>ComF2</i>	Forêt communautaire (pixel, n=7 366)	Concessions actives en 2010 CMR (pixel, n=20 862)

2. RESULTATS DE L'EVALUATION DE L'IMPACT DE L'AMENAGEMENT ET DE LA CERTIFICATION DES CONCESSIONS SUR LA DEFORESTATION 2000-2010

Les statistiques descriptives avant matching étant amplement documentées dans la partie II - sous partie 3 et 4, nous ne les commentons pas dans cette partie.

2.1 Traitement PAF 2000-2005 : analyse de l'impact de l'aménagement des concessions après au moins cinq ans de validation du PAF

Après matching, la déforestation 2000-2010 est statistiquement plus faible dans les concessions aménagées depuis au moins cinq ans, lorsqu'on compare celles-ci aux concessions similaires sans PAF. La validation du PAF entre 2000 et 2005 a entraîné une réduction moyenne de 681 ha de déforestation par concession (Figure 16 et annexe 3). La surface moyenne déboisée passe de 921 ha dans les concessions témoins à 240 ha dans les concessions traitées, une diminution de 74 %. Ce résultat est confirmé en utilisant les données du GFC et a même été amplifié, avec 1 005 ha de déforestation évitée dans les concessions aménagées en considérant un seuil de couvert arboré de 70 %, ce qui représente également une diminution de 74 %. Et pour un seuil de couvert arboré de 30 %, la déforestation évitée passe à 1 144 ha et représente une diminution de 75 %. Ces résultats obtenus avec les données du GFC sont illustrés en annexe 4. La carte 4 présente la localisation des concessions traitées et témoins.

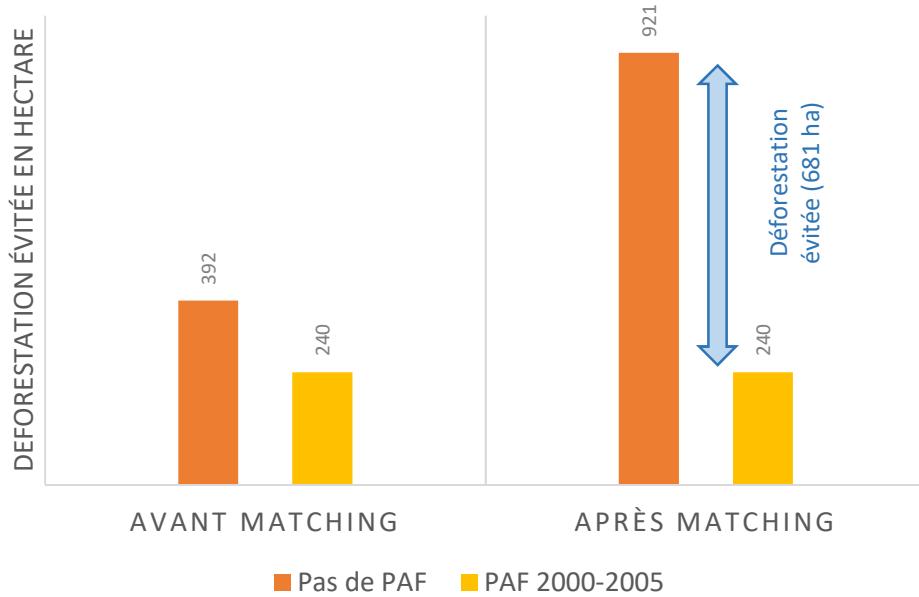


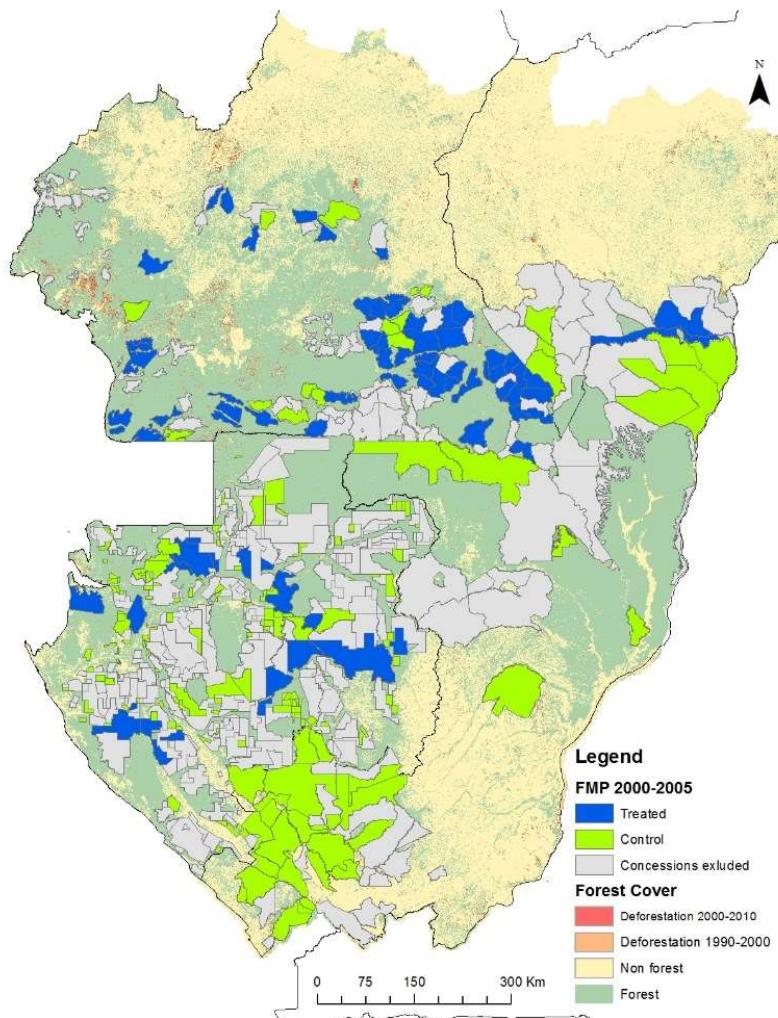
Figure 16. Impact du traitement PAF 2000-2005 : déforestation en hectare dans les concessions traitées et témoins avant et après matching

Le test d'équilibre des covariables montre que le matching a permis d'éliminer la plupart des différences de caractéristiques observables entre les concessions traitées et les concessions témoins, réduisant fortement le biais. Cependant, il reste des différences entre les groupes

témoins et traités pour la variable distance aux capitales et ports d'exportation et pour la variable superficie de la concession. Ainsi, après l'appariement, les concessions témoins couvrent de plus grandes superficies. Le fait que les concessions témoins couvrent de plus grandes superficies que celles avec un PAF peut suggérer que notre estimation surestime la baisse de déforestation liée au PAF, car des concessions plus grandes peuvent avoir des surfaces déboisées plus importantes, tout en ayant des taux de déforestation plus bas. Toutefois, cela ne semble pas être le cas : en prenant comme variable de contrôle le taux de déforestation 2000-2010 par concession, nous observons que le taux de déforestation 2000-2010 est également statistiquement plus faible dans les concessions avec un PAF validé entre 2000 et 2005 (annexe 5). Nous avons également reproduit ce test en utilisant un échantillon de points au sein des concessions et retrouvons le même résultat : on observe que les points situés dans les concessions aménagées avant 2005 ont une plus faible probabilité d'être déboisés que ceux situés dans les concessions non aménagées (annexe 6).

En utilisant la déforestation sur la période précédente (1990-2000) pour réaliser un test placebo, nous testons si les concessions aménagées les premières étaient déjà celles qui déboisaient le moins avant d'adopter leurs PAF. Or, après matching, il n'y a pas de différence significative entre les deux groupes sur la déforestation 1990-2000 (annexe 7). Cela signifie que les concessions qui ont validé leur PAF entre 2000 et 2005 n'étaient statistiquement pas celles qui déboisaient le moins avant d'adopter leur PAF.

En comparant l'évolution de la déforestation entre les deux périodes (analyse de différence de différence DiD), nous constatons qu'après matching la déforestation a plus diminué dans le groupe traité que dans le groupe témoins. Cependant cette différence n'est pas statistiquement significative (annexe 7). Ainsi, sur la base du DiD, nous ne pouvons pas conclure que la validation d'un PAF entre 2000 et 2005 a statistiquement influencé l'évolution de la déforestation entre les deux périodes.



Carte 4. Localisation des concessions traitées et témoins pour le test PAF 2000-2005

2.2 Traitement PAF 2006-2010 : analyse de l'impact de l'aménagement des concessions sur la déforestation à très court terme

Après matching, nous ne trouvons aucun impact statistiquement significatif du traitement PAF 2006-2010 sur la déforestation de 2000-2010 (annexe 3). Ce résultat est confirmé en utilisant les données du GFC pour un taux de couvert forestier de 70 % et de 30 % (annexe 4). Ainsi, il n'y a pas de réduction de déforestation immédiatement après la validation d'un PAF, ce qui va dans le sens de la théorie du changement. Le test d'équilibre des covariables montre que le matching a permis d'équilibrer toutes les covariables sauf une : la variable distance aux capitales et ports d'exportation.

En ce qui concerne la déforestation sur la période précédente (1990-2000), avant matching, la déforestation est statistiquement plus élevée dans le groupe traité : en moyenne, 1359 ha ont été déboisés dans les concessions traitées et 328 ha dans les concessions témoins. Après matching, cette différence diminue mais reste statistiquement significative : les concessions ayant validé leur PAF entre 2006 et 2010 déboisaient en moyenne 672 ha de plus entre 1990 et 2000 que les concessions témoins non aménagées (annexe 7).

En ce qui concerne l'évolution de la déforestation entre 1990-2000 et 2000-2010 (DiD), nous observons un effet statistiquement significatif du traitement sur la réduction de la déforestation entre les deux périodes : la déforestation entre 1990-2000 et 2000-2010 a diminué en moyenne de 500 ha dans les concessions ayant validé leur PAF entre 2006 et 2010 par rapport aux concessions non aménagées (annexe7). La divergence de résultats entre l'analyse DiD et l'analyse sur la période 2000-2010 vient du fait que les concessions ayant validé leur PAF entre 2006 et 2010 déboisaient statistiquement plus en première période (1990-2000). Puis elles ont fortement réduit leur déforestation entre 1990-2000 et 2000-2010 par rapport aux concessions non aménagées (analyse DiD). Mais vu qu'elles partaient de taux de déforestation plus élevés, même avec cette réduction significative de la déforestation, elles ne parviennent pas à se distinguer statistiquement des autres concessions sur la deuxième période (2000-2010).

2.3 Traitement FSC 2000-2010 : analyse de l'impact de la certification forestière

Après matching, la déforestation 2000-2010 est statistiquement plus faible dans les concessions certifiées, lorsqu'on compare celles-ci aux concessions similaires sans PAF. L'aménagement des concessions suivi de leur certification a entraîné une réduction moyenne de 514 ha de déforestation par concession (Figure 17). La surface moyenne déboisée passe de 1 107 ha dans les concessions témoins à 593 ha dans les concessions traitées, une diminution de 48 %. **Ce résultat est confirmé en utilisant les données du GFC et a même été amplifié :** nous observons 699 ha de déforestation évitée dans les concessions aménagées en considérant un seuil de couvert arboré de 70 %, représentant une diminution de 47 %, et 789 ha pour un seuil de couvert arboré de 30 %, représentant une diminution de 50 % (annexe 4). Le test d'équilibre des covariables permet d'équilibrer toutes les covariables, et il ne reste plus de différences significatives entre les deux groupes.

Tout comme pour le test PAF 2000-2005, sur la période précédente (1990-2000), il n'y a pas de différence statistiquement significative entre les deux groupes après matching. Ceci bien qu'avant matching, la déforestation était nettement plus élevée dans le groupe traité (en moyenne, 868 ha ont été déboisés dans les concessions traitées et 328 ha dans des concessions témoins entre 1990 et 2000) (annexe 7).

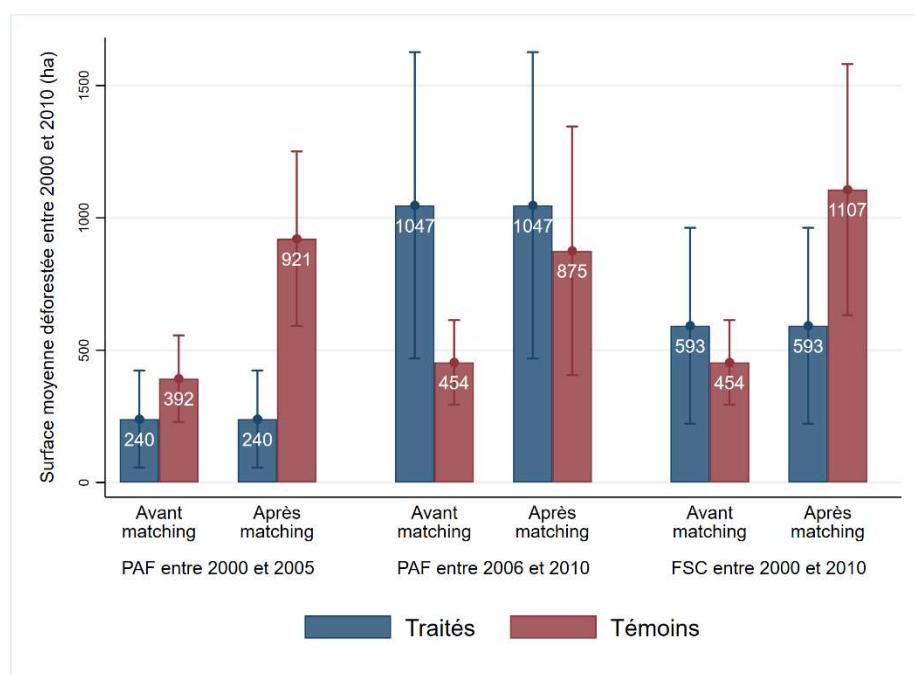
En ce qui concerne l'évolution de la déforestation entre les périodes 1990-2000 et 2000-2010 (DiD), nous observons un effet statistiquement significatif du traitement sur la réduction de la déforestation entre les deux périodes : la déforestation a diminué en moyenne de 392 ha dans les concessions certifiées par rapport aux concessions non aménagées (annexe 7).

2.4 Synthèse des résultats pour les trois traitements considérés

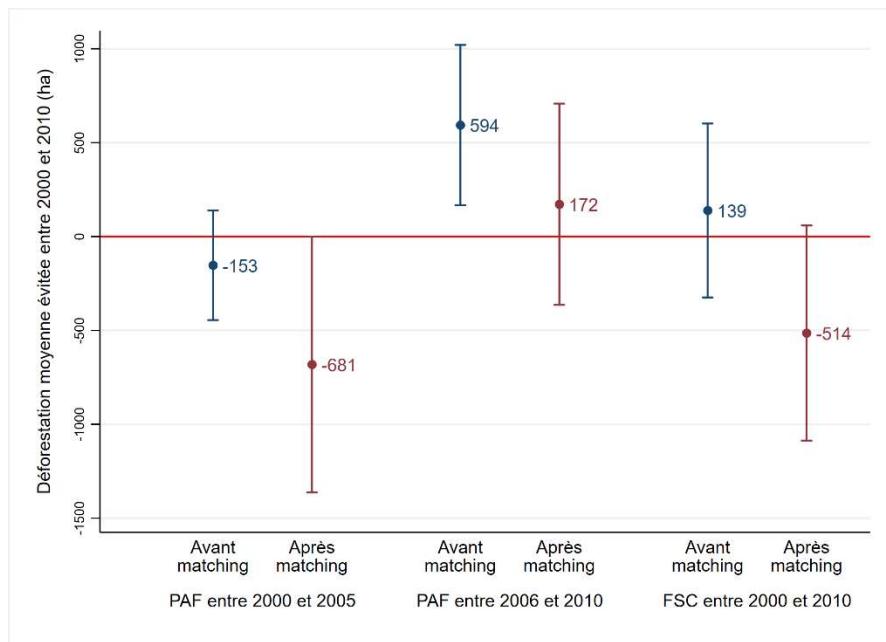
La figure 17 illustre les résultats pour les trois traitements considérés en présentant la surface moyenne déboisée entre 2000 et 2010 avant et après matching (A) ainsi que l'impact en termes de déforestation évitée (B).

Figure 17. Synthèse des résultats pour les trois traitements considérés

A.



B.



2.5 Mécanismes du changement : hétérogénéité du traitement PAF 2000-2005

Dans cette partie, nous étudions l'hétérogénéité de l'impact du traitement PAF 2000-2005 afin de tenter d'éclairer les mécanismes causaux par lesquels les effets des PAFs se produisent.

Nous avons d'abord répliqué nos analyses pour mesurer l'impact du traitement sur la déforestation 2000-2010 en utilisant la base de données à l'échelle des pixels. Les résultats à cette échelle confirment les résultats à l'échelle de la concession, c'est-à-dire que le traitement PAF 2000-2005 a statistiquement réduit la déforestation 2000-2010 : la probabilité que *i* soit déboisé diminue de 0,27 point de pourcentage s'il est traité (

Tableau 6).

Puis, nous avons testé l'hétérogénéité par rapport aux valeurs médianes de trois variables (distance aux villages, distance au réseau de transport public et distance à la déforestation antérieure) suivant les hypothèses présentées dans le Tableau 4, page 88 (partie III, 1.5). En moyenne, dans les zones les plus proches des villages, des axes de transport ou des zones ayant fait l'objet d'une déforestation entre 1990 et 2000, nous observons qu'après matching les points situés dans les concessions aménagées avant 2005 ont une plus faible probabilité d'être déboisés que ceux situés dans les concessions non aménagées. Inversement, en utilisant le sous-échantillon d'observations ayant des valeurs supérieures aux valeurs médianes pour ces trois variables, après matching, la probabilité de déforestation n'est statistiquement pas différente entre les concessions aménagées et les concessions non aménagées (Tableau 6).

De plus, l'impact mesuré dans les zones proches des villages et de la déforestation antérieure est plus fort que l'impact moyen mesuré dans les concessions dans leur ensemble (

Tableau 6). En effet, alors que l'effet moyen mesuré à l'échelle de la concession montrait une diminution de 0,27 point de pourcentage, ce qui équivaut à une réduction relative de 53 % des taux de déforestation, i) dans les zones proches des villages, nous mesurons une diminution de 0,41 point de pourcentage, ce qui correspond à une réduction relative de 57 % des taux de déforestation 2000-2010 ; ii) dans les zones proches de la déforestation antérieure, nous mesurons une diminution de 0,61 point de pourcentage, ce qui correspond à une réduction relative de 69 % des taux de déforestation. iii) dans les zones proches du réseau routier, nous mesurons une diminution de 0,24 point de pourcentage, ce qui correspond à une réduction relative de 42 % des taux de déforestation, soit une diminution légèrement inférieure à l'effet moyen (0,27 point de pourcentage).

Ces résultats sont en accord avec notre théorie du changement et les hypothèses sur les mécanismes causaux présentés Tableau 4, page 88. Ces analyses soulignent l'efficacité de certains mécanismes du plan d'aménagement forestier pour réduire la déforestation : i) l'efficacité de la planification des concessions avec la définition des cycles de rotation, des assiettes annuelles de coupe (AAC) et des séries de développement communautaire et agricole, ii) l'efficacité du contrôle et du suivi des concessions en fermant les anciennes pistes forestières et en surveillant l'expansion des zones habitées et agricoles, et iii) l'efficacité du suivi de la pénétration dans les concessions à partir du réseau de transport public.

Tableau 6. Hétérogénéité spatiale de la probabilité de déforestation au sein des concessions avec et sans PAF 2000-2005 sur la déforestation en 2010

	Traité	Témoin	Diff.	ATET
Panel A: Tous les points				
Coefficient	0.0024	0.0076	-0.0052 ***	-0.0027 ***
	(0.000)	(0.000)	(0.001)	(0.001)
Nb de points	19.736	42.100	61.836	61.810
Panel B.1: Points plus proches des villages (< 10 km)				
Coefficient	0.0031	0.0125	-0.0094 ***	-0.0041 ***
	(0.001)	(0.001)	(0.001)	(0.001)
Nb de points	9.365	21.555	30.920	30.904
Panel B.2: Points plus éloignés des villages (> 10 km)				
Coefficient	0.0017	0.0024	-0.0007	0.0002
	(0.000)	(0.000)	(0.001)	(0.001)
Nb de points	10.371	20.545	30.916	30.906
Panel C.1: Points plus proches de la déforestation antérieure (< 4 km)				
Coefficient	0.0027	0.0129	-0.0102 ***	-0.0061 ***
	(0.001)	(0.001)	(0.001)	(0.001)
Nb de points	10.665	20.254	30.919	30.903
Panel C.2: Points plus éloignés de la déforestation antérieure (> 4 km)				
Coefficient	0.0020	0.0027	-0.0007	0.0006
	(0.000)	(0.000)	(0.001)	(0.001)
Nb de points	9.071	21.846	30.917	30.907
Panel D.1: Points plus proches du réseau de transport (< 15 km)				
Coefficient	0.0033	0.0102	-0.0069 ***	-0.0024 ***
	(0.001)	(0.001)	(0.001)	(0.001)
Nb de points	8.887	22.035	30.922	30.907
Panel D.2: Points plus éloignés du réseau de transport (> 15 km)				
Coefficient	0.0017	0.0047	-0.003 ***	-0.0010
	(0.000)	(0.000)	(0.001)	(0.001)
Nb de points	10.849	20.065	30.914	30.903

Note: Les erreurs standard sont entre parenthèses. Significativité: *p<0.1, **p<0.05, ***p<0.01.

3. RESULTATS DE L'ANALYSE COMPAREE DES DIFFERENTS MODES DE GESTION

3.1 *Effet des aires protégées*

Les résultats montrent qu'après matching, la déforestation est statistiquement plus faible dans les aires protégées lorsqu'on compare celles-ci aux concessions, ceci qu'il s'agisse des parcs nationaux, des autres types d'aires protégées ou des aires protégées dans leur ensemble ainsi que de l'ensemble des concessions forestières ou seulement des concessions actives en 2010.

En effet, après matching, les traitements parc nationaux et autres types d'aires protégées ont un impact statistiquement significatif sur la réduction de la déforestation entre 2000-2010 par rapport aux zones témoins situées dans l'ensemble des concessions forestières : la déforestation est en moyenne inférieure de 646 ha dans les parcs nationaux et de 588 ha dans les autres types d'aires protégées (Tableau 7, page 101). Ainsi, la surface moyenne déboisée passe de 840 ha dans les concessions témoins à 194 ha dans les parcs nationaux, une diminution de 77 % (73 % pour les autres types d'aires protégées).

En comparant les effets des aires protégées uniquement avec les concessions actives (qui avant matching ont des surfaces déboisées supérieures du fait de supprimer de l'analyse les concessions inactives), des résultats similaires sont trouvés : la déforestation est statistiquement plus faible dans les aires protégées, avec une différence de -741 ha entre les autres types d'aires protégées et les concessions actives et de -552 ha entre les parcs nationaux et les concessions actives. Cela représente une diminution de respectivement 77 % et 74 %. Les tests d'équilibre des covariables sont très satisfaisants et après matching, il ne reste plus aucune différence statistiquement significative entre groupe traité et groupe témoin sur les dix covariables utilisées dans le modèle (annexe 9).

Afin de tester la robustesse de ces résultats par rapport aux données de déforestation utilisées, nous avons répliqué les analyses en utilisant les données de pertes du couvert forestier 2000-2010 du GFC. Si ces analyses confirment à chaque fois le sens de la relation, c'est-à-dire qu'après matching la déforestation est plus faible dans les aires protégées que dans les concessions, la relation est statistiquement significative seulement lorsque nous prenons les concessions actives comme zones témoins, ceci que ce soit pour un seuil de couvert forestier de 30 ou de 70 % (voir le tableau de résultats en annexe 8). Avec les données du GFC pour un seuil de couvert forestier de 70 %, nous mesurons une déforestation inférieure de 319 ha dans les parcs nationaux et de 473 ha dans les autres types d'aires protégées par rapport aux zones témoins situées dans les concessions actives. La surface moyenne déboisée passe de 818 ha dans les concessions actives témoins à 345 ha dans les autres types d'aires protégées, une diminution de 58 % (43 % pour les parcs nationaux).

3.2 Effet des concessions aménagées depuis cinq ans par rapport aux aires protégées

Le test inverse, c'est-à-dire la mesure de l'effet des concessions sur la déforestation 2000-2010 par rapport aux zones témoins situées dans les aires protégées, n'est possible que pour les concessions aménagées depuis plus de cinq ans (traitement PAF 2000-2005). En effet, les concessions ayant validé leur PAF les premières sont en moyenne moins accessibles et plus isolées que l'ensemble des concessions et sont situées dans des zones moins peuplées. Elles présentent donc plus de similarité avec les aires protégées, ce qui permet de réaliser un matching de qualité. Ainsi, après matching, il ne reste plus aucune différence statistiquement significative entre groupe traité et groupe témoin sur les dix covariables utilisées dans le modèle.

Dans la même logique que les résultats précédents, la déforestation est statistiquement plus élevée dans les concessions aménagées (PAF 2000-2005) lorsqu'on compare celles-ci aux parcs nationaux. En effet, après l'appariement, les concessions aménagées (PAF 2000-2005) ont un impact statistiquement significatif et positif sur la surface déboisée entre 2000-2010 par rapport aux zones témoins situées dans les parcs nationaux et dans les aires protégées dans leur ensemble : elles ont respectivement 168 ha de déforestation en plus que les parcs nationaux témoins et 173 ha en plus que l'ensemble des aires protégées témoins (Tableau 7). La surface moyenne déboisée passe de 72 ha dans les parcs nationaux à 240 ha dans les concessions aménagées entre 2000 et 2005. Ces résultats sont confirmés avec les données du GFC : pour un seuil de couvert forestier de 70 %, nous mesurons une surface déboisée statistiquement supérieure de 244 ha et 277 ha dans les concessions PAF 2000-2005 lorsqu'on les compare respectivement avec les aires protégées et l'ensemble des aires protégées.

En considérant uniquement les autres types d'aires protégées comme zones témoins, les données nationales ne permettent pas d'identifier de différence statistiquement significative, mais après matching, la surface déboisée est tout de même supérieure dans les concessions aménagées que dans les zones témoins. Par contre, les données du GFC indiquent une différence significative : les concessions aménagées (PAF 2000-2005) ont en moyenne 232 ha de déforestation en plus que les zones témoins situées dans les autres types d'aires protégées (annexe 8).

3.3 Effet des forêts communales

Après matching, les forêts communales n'ont pas d'impact statistiquement significatif sur la surface déboisée entre 2000-2010 par rapport aux zones témoins situées au Cameroun, que celles-ci soient situées dans l'ensemble des concessions forestières ou uniquement dans les concessions forestières actives (Tableau 7). Les données du GFC indiquent quant à elles un faible impact statistiquement significatif et négatif sur la surface déboisée entre 2000-2010 des forêts communales lorsqu'on compare celles-ci aux concessions : d'après ces données, les forêts communales ont respectivement 47 ha de déforestation en moins que l'ensemble des concessions du Cameroun et 62 ha en moins que les concessions actives du Cameroun.

3.4 Effet des forêts communautaires

Nous avons analysé l'impact sur la déforestation 2000-2010 des forêts communautaires par rapport à l'ensemble des concessions et aux concessions actives du Cameroun en utilisant la base de données à l'échelle des pixels. Le groupe traité comporte 7 366 observations échantillonnées dans les forêts communautaires et les groupes témoins 22 964 et 20 862 observations, échantillonnées respectivement dans l'ensemble des concessions du Cameroun et dans les concessions actives du Cameroun. Ces deux tests présentent un appariement de qualité, avec un biais résiduel inférieur à 3 %.

Après appariement, les forêts communautaires n'ont pas d'impact statistiquement significatif sur la probabilité que i soit déboisé entre 2000-2010 par rapport aux observations témoins situées au Cameroun dans l'ensemble des concessions forestières ou dans les concessions forestières actives (Tableau 7). Ces résultats sont confirmés par les données du GFC.

L'analyse comparée des modes de gestion montre que les parcs nationaux et les autres types d'aires protégées permettent de réduire d'environ 70 % la déforestation 2000-2010 par rapport à des zones témoins situées dans les concessions forestières, qu'il s'agisse de l'ensemble des concessions forestières ou uniquement des concessions actives en 2010.

Par contre, en ce qui concerne les forêts communales et les forêts communautaires, deux dispositifs de gestion présents uniquement au Cameroun en 2010, l'analyse ne permet pas de conclure à un effet de ces dispositifs sur la déforestation par rapport aux concessions forestières.

Tableau 7. Impact comparé des différents modes de gestion

Test	Traitement	Témoins	Coef.	AI Robust Std. Err.	P> z	[95% Conf. Interval]
NP1	Parc national (n=35)	Toutes les concessions (n=397)	-645.68***	198.27	0.001	-1034.29 -257.08
NP2		Concession active en 2010 (n=345)	-552.07***	148.17	0.000	-842.48 -261.66
AP1	Autres types d'aires protégées (n=40)	Toutes les concessions (n=397)	-588.13**	271.36	0.030	-1119.99 -56.28
AP2		Concession active en 2010 (n=345)	-740.64**	357.66	0.038	-1441.64 -39.63
AP3	Ensemble des aires protégées (n=75)	Toutes les concessions (n=397)	-318.35***	124.29	0.010	-561.96 -74.75
AP4		Concession active en 2010 (n=345)	-912.62**	373.92	0.015	-1645.49 -179.75
Conc1	Concession avec un PAF en 2005 (n=60)	Ensemble des aires protégées (n=75)	173.05*	98.95	0.080	-20.89 366.99
Conc2		Autres types d'aires protégées (n=40)	151.23	107.75	0.160	-59.95 -59.95
Conc3		Parc national (n=35)	167.94**	78.46	0.032	14.16 321.72
<i>Uniquement pour le Cameroun :</i>						
FC1	Forêt communale (n=37)	Toutes les concessions (CMR) (n=113)	-50.37	47.56	0.290	-143.59 42.84
FC2		Toutes les concessions (région) (n=397)	-59.88	46.55	0.198	-151.12 31.35
FC3		Concession active en 2010 (CMR) (n=97)	-29.01	29.85	0.331	-87.51 29.50
FC4		Concession active en 2010 (région) (n=345)	-8.61	23.76	0.717	-55.19 37.97
Fcom1	Forêt communautaire (n=7 366)	Toutes les concessions CMR (pixel, n=22 964)	-0.0045	0.0083	0.5870	-0.0207 0.0117
Fcom2		Concession active en 2010 CMR (pixel, n=20862)	-0.0068	0.0117	0.5630	-0.0298 -0.0298

Note : *p<0.1, **p<0.05, ***p<0.01. Les données de déforestation 2000-2010 sont exprimées en hectare, sauf celles pour les forêts communautaires qui sont exprimées en probabilité qu'une observation soit déboisée entre 2000 et 2010 (test réalisé à l'échelle des pixels).

Discussion des résultats et conclusion

1. TEMPORALITE DE L'EFFICACITE DES PAFs SUR LA REDUCTION DE LA DEFORESTATION

Conformément à la théorie du changement, le PAF s'inscrit dans une perspective de moyen à long terme, nécessitant plusieurs années pour produire un effet sur la déforestation. Nos résultats montrent que la déforestation est statistiquement plus faible dans les concessions aménagées depuis au moins cinq ans, lorsqu'on compare celles-ci aux concessions similaires sans PAF. On observe une diminution de 74 % de la déforestation 2000-2010 dans les concessions aménagées entre 2000 et 2005 par rapport à celles non aménagées.

Cependant, la majorité des concessions de la zone d'étude ont été aménagées après 2005 : à peine un quart des concessions ont été aménagées entre 2000 et 2005. Par souci d'exhaustivité et afin de prendre en compte plus de concessions dans l'analyse, cette étude a également évalué l'impact des concessions aménagées entre 2000 et 2010 sur la déforestation entre 2000 et 2010. Si ce test a l'avantage de permettre d'inclure beaucoup plus de concessions aménagées dans les traitées, il a le désavantage de s'inscrire dans du très court terme. En effet, évaluer l'effet d'une concession aménagée l'année 2010 sur la déforestation pendant la période 2000-2010 est un pas de temps très court pour évaluer l'aménagement des forêts et est peu cohérent par rapport à la théorie du changement. C'est pourtant ce type de test, avec très faible recul temporel, qu'utilisent certains auteurs comme Brandt et al. (2016). Les résultats de ce test ne montrent aucun effet significatif de l'aménagement des concessions entre 2000 et 2010 sur la déforestation entre 2000 et 2010 par rapport au non aménagement des concessions.

La même problématique du pas de temps se pose pour analyser l'effet de la certification forestière FSC sur la déforestation 2000-2010. En effet, la certification des concessions a commencé tardivement dans la zone d'étude : la première concession a été certifiée en 2005 et une majorité de concessions ont été certifiées après 2008. Il était donc impossible, avec nos données sur la déforestation de 2000-2010, de mesurer les effets à long terme de la certification FSC. Cependant, nos résultats montrent un effet statistiquement significatif de la certification FSC sur la réduction de la déforestation, avec une diminution de 48 % de la déforestation 2000-2010. Comme toutes les concessions certifiées avaient déjà validé leur PAF au préalable, il semblerait que la certification FSC, ou la recherche de la certification FSC, agisse comme un catalyseur de la mise en œuvre du PAF. Ceci pourrait s'expliquer par le contexte de faible gouvernance nationale et les audits FSC réalisés par des organismes tiers.

Ces résultats sur l'effet des PAFs et de la certification FSC sur la réduction de la déforestation ont été confirmé en répliquant les analyses en utilisant les données globales de perte de couvert forestier du GFC entre 2000 et 2010 (Hansen et al., 2013).

Ainsi, tout comme Panlasigui et al. (2018), nos résultats soulignent l'importance du pas de temps de l'étude et la nécessité d'évaluer l'aménagement et la certification forestière sur des intervalles de temps plus longs, afin d'évaluer leurs effets à long terme. En effet, plusieurs mécanismes de la théorie du changement sont susceptibles de produire des effets plus

importants au fil du temps. Or, des perspectives existent pour permettre une évaluation de ces interventions à plus long terme : d'une part, certains pays du bassin du Congo travaillent déjà sur la mise à jour de leurs données forestières nationales afin d'intégrer la période 2010-2015. D'autre part, le GFC travaille sur la version 2.0 de leur jeu de données qui permettra de compiler les données de pertes de couvert forestier de 2000 à 2019. Il serait alors intéressant de prolonger les analyses : observons-nous bien une réduction de la déforestation entre 2005 et 2015 dans les concessions ayant validé leur PAF entre 2005 et 2010 ? Observons-nous une réduction supplémentaire de la déforestation lorsque l'aménagement est évalué sur des périodes encore plus longues ?

2. MECANISMES CAUSAUX EXPLIQUANT L'EFFICACITE DES PAFs SUR LA REDUCTION DE LA DEFORESTATION

Les variations spatiales de l'effet du traitement ont été analysées afin d'explorer les mécanismes par lesquels les changements opèrent en s'appuyant sur la théorie du changement. Dans les zones les plus proches des villages, des axes de transport ou des zones ayant fait l'objet d'une déforestation entre 1990 et 2000, nous observons qu'après matching les points situés dans les concessions aménagées avant 2005 ont une plus faible probabilité d'être déboisés que ceux situés dans les concessions non aménagées. De plus, l'impact mesuré dans les zones proches des villages et de la déforestation antérieure est plus fort que l'impact moyen mesuré dans les concessions dans leur ensemble.

La réduction plus importante de la déforestation dans les zones proches des zones précédemment déboisées peut s'expliquer à la fois par la planification des rotations et la définition des assiettes annuelles de coupe qui évitent les repasses et les contrôles d'accès à la concession, essentiellement via la fermeture des anciennes pistes forestières. Par conséquent, les anciennes zones exploitées ne sont plus perturbées, ce qui permet aux stocks de bois d'œuvre et à la biodiversité de se reconstituer entre deux cycles d'exploitation (environ 25 à 30 ans). De plus, la fermeture des pistes forestières réduit leurs impacts indirects liés à leur utilisation comme moyen pour pénétrer en forêt afin de pratiquer la chasse, l'extraction de bois et/ou l'agriculture vivrière. Or, des études ont démontré que les impacts indirects des pistes forestières sont beaucoup plus importants que leurs impacts directs sur le couvert forestier, le sol et la faune, car pour les impacts directs, la durée des impacts et leur étendue sont plus limitées (Kleinschroth and Healey, 2017). De plus, les pistes forestières fermées sont rapidement recolonisées par la végétation et certaines essences intéressantes sur le plan commercial régénèrent mieux le long des pistes désaffectées que dans la forêt. Ces anciennes pistes désaffectées peuvent également servir d'habitat aux animaux qui les utilisent comme source de nourriture, comme sources d'alimentation, voir même comme chemins privilégiés pour se déplacer (Kleinschroth et al., 2016a, 2016b). Ces études ont souligné l'importance de contrôler l'accès aux concessions et de fermer les anciennes pistes forestières, éléments essentiels de l'efficacité des plans d'aménagement forestier et de la certification FSC.

En ce qui concerne la réduction plus importante de la déforestation dans les zones proches des zones habitées, nos résultats suggèrent un meilleur suivi des activités des populations locales, par exemple via la promotion d'activités forestières et agricoles durables et via des activités de cartographie participative permettant de délimiter des espaces à vocation agricoles ou de développement villageois. Il serait intéressant d'approfondir la question des séries de développement communautaire afin de mieux comprendre les mécanismes qui permettent d'y maîtriser la déforestation. Cependant, nous n'avons pas pu tester l'hétérogénéité de l'impact au sein des différentes séries d'aménagement, car les concessions témoins sans PAF ne comportent pas ces subdivisions internes.

Pour finir, les contrats sociaux des entreprises forestières, qui impliquent des investissements dans les infrastructures locales et qui participent à l'amélioration des conditions de vie des populations locales, peuvent également être liés à cette réduction plus importante de la déforestation autour des zones habitées. Toutefois, les interprétations à ce sujet doivent être effectuées avec prudence, car les relations entre les entreprises forestières, le développement économique et les communautés locales sont complexes et peuvent varier considérablement d'une concession à l'autre. De plus, l'effet inverse peut également être observé, des niveaux plus élevés de développement économique local et des opportunités d'emplois plus nombreuses pouvant conduire à une plus forte croissance de la population rurale, ce qui peut mener à une expansion des villages et donc des défrichements (Blackman et al., 2018). Aussi, au-delà des effets environnementaux sur la déforestation que notre étude a mesurés, les bénéfices sociaux et économiques de l'aménagement des forêts et de la certification FSC sont également très importants à analyser. Davantage d'études devraient examiner les indicateurs de bien-être social afin de mesurer l'impact des PAF et du FSC dans une perspective plus large de la durabilité (Miteva et al., 2015). En outre, d'autres indicateurs environnementaux devraient être pris en compte afin d'avoir une vision plus large de l'effet des PAFs et de la certification FSC sur les services écosystémiques par rapport à l'exploitation conventionnelle des forêts.

Aussi, de manière générale, nos résultats confirment l'intérêt d'étudier l'hétérogénéité spatiale des impacts des interventions en matière de politique publique et de gestion (Bruggeman et al. 2018). Notre analyse des mécanismes de causalité est un premier pas vers la validation d'une théorie du changement appropriée associant l'aménagement des forêts et la certification FSC à des changements durables dans les dynamiques de déforestation (Meyfroidt et al. 2018). Il est souhaitable que des travaux supplémentaires viennent renforcer l'identification des mécanismes de causalité de ces interventions et des conditions dans lesquelles elles ont une influence effective sur la déforestation et la dégradation des forêts.

3. L'ENJEUX DE LA PRISE EN COMPTE DE LA DEGRADATION FORESTIERE

La dégradation forestière serait un des premiers éléments à prendre en compte pour évaluer de manière plus complète l'efficacité environnementale des PAFs et du FSC. En effet, plusieurs mécanismes de la théorie du changement sont susceptibles de produire des effets plus importants en termes de réduction de la dégradation des forêts qu'en termes de

déforestation. D'ailleurs, vu les faibles taux de déforestation dans les concessions de la zone d'étude, que celles-ci soient aménagées ou non, plus que la déforestation, c'est la diminution de la dégradation forestière qui représente un enjeu majeur pour l'aménagement et la certification des concessions forestières.

Les principales interventions techniques de la théorie du changement susceptibles d'avoir un effet plus fort sur la diminution de la dégradation forestière que sur la diminution de la déforestation sont principalement liées à l'amélioration des pratiques sylvicoles, comme la réduction des dégâts d'abattage via l'abattage directionnel, et la diminution des volumes exploités : les effets attendus de ces techniques en termes de déforestation sont faibles et sont difficilement mesurables. Par contre, ils peuvent fortement diminuer l'empreinte de l'exploitation du bois en termes de dégradation forestière. Disposer de données sur la dégradation forestière serait donc intéressant pour compléter l'analyse. Aussi, il s'agit donc d'encourager la construction de jeux de données sur la dégradation forestière. Au vu de la difficulté technique pour réaliser ce travail par télédétection sur une échelle spatiale étendue, il pourrait être intéressant d'initier ce travail sur des zones pilotes, par exemple au Cameroun - ce qui permettrait également d'analyser plus en détail la question des forêts communautaires. Il serait également intéressant d'inclure le cas de la République Démocratique du Congo, pays où de gros enjeux pèsent sur le couvert forestier et l'exploitation du bois.

Bibliographie

- Agrawal, A., Chhatre, A., and Hardin, R. (2008). Changing Governance of the World's Forests. *Science* *320*, 1460–1462.
- Alix-Garcia, J., McIntosh, C., Sims, K.R.E., and Welch, J.R. (2013). The Ecological Footprint of Poverty Alleviation: Evidence from Mexico's Oportunidades Program. *Rev. Econ. Stat.* *95*, 417–435.
- Alix-Garcia, J.M., Shapiro, E.N., and Sims, K.R.E. (2012). Forest Conservation and Slippage: Evidence from Mexico's National Payments for Ecosystem Services Program. *Land Econ.* *88*, 613–638.
- Alix-Garcia, J.M., Sims, K.R.E., and Yañez-Pagans, P. (2015). Only One Tree from Each Seed? Environmental Effectiveness and Poverty Alleviation in Mexico's Payments for Ecosystem Services Program. *Am. Econ. J. Econ. Policy* *7*, 1–40.
- Andam, K.S., Ferraro, P.J., Pfaff, A., Sanchez-Azofeifa, G.A., and Robalino, J.A. (2008). Measuring the effectiveness of protected area networks in reducing deforestation. *Proc. Natl. Acad. Sci.* *105*, 16089–16094.
- Andam, K.S., Ferraro, P.J., Sims, K.R.E., Healy, A., and Holland, M.B. (2010). Protected areas reduced poverty in Costa Rica and Thailand. *Proc. Natl. Acad. Sci.* *107*, 9996–10001.
- Angelsen, A. (2010). Policies for reduced deforestation and their impact on agricultural production. *Proc. Natl. Acad. Sci.* *107*, 19639–19644.
- Arima, E.Y., Barreto, P., Araujo, E., and Soares-Filho, B. (2014). Public policies can reduce tropical deforestation: Lessons and challenges from Brazil. *Land Use Policy* *41*, 465–473.
- Asner, G.P., Powell, G.V.N., Mascaro, J., Knapp, D.E., Clark, J.K., Jacobson, J., Kennedy-Bowdoin, T., Balaji, A., Paez-Acosta, G., Victoria, E., et al. (2010). High-resolution forest carbon stocks and emissions in the Amazon. *Proc. Natl. Acad. Sci.* *107*, 16738–16742.
- ATIBT (2007). Study of a Practical Forest Management Plan for Natural Tropical Production Forests in Africa As applied to the case of Central Africa Volume 1 "Forest Production" (Paris).
- Auger-Schwartzberg, (2018). Quelles perspectives pour le FSC Bassin du Congo pour 2020. Communication à Recewood 2018, Gabon Wood Show, 21 juin 2018, Libreville, Gabon
- Barlow, J., Lennox, G.D., Ferreira, J., Berenguer, E., Lees, A.C., Mac Nally, R., Thomson, J.R., Ferraz, S.F. de B., Louzada, J., Oliveira, V.H.F., et al. (2016). Anthropogenic disturbance in tropical forests can double biodiversity loss from deforestation. *Nature* *535*, 144–147.
- Baylis, K., Honey-Rosés, J., Börner, J., Corbera, E., Ezzine-de-Blas, D., Ferraro, P.J., Lapeyre, R., Persson, U.M., Pfaff, A., and Wunder, S. (2016a). Mainstreaming Impact Evaluation in Nature Conservation. *Conserv. Lett.* *9*.

Bebber, D.P., and Butt, N. (2017). Tropical protected areas reduced deforestation carbon emissions by one third from 2000–2012. *Sci. Rep.* 7.

Bell, A.R., Riolo, R.L., Doremus, J.M., Brown, D.G., Lyon, T.P., Vandermeer, J., and Agrawal, A. (2012). Fragmenting forests: the double edge of effective forest monitoring. *Environ. Sci. Policy* 16, 20–30.

Blackman, A. (2013). Evaluating forest conservation policies in developing countries using remote sensing data: An introduction and practical guide. *For. Policy Econ.* 34, 1–16.

Blackman, A., Goff, L.T., and Rivera-Planter, M. (2015). Does Eco-Certification Stem Tropical Deforestation? Forest Stewardship Council Certification in Mexico (Rochester, NY: Social Science Research Network).

Blackman, A., Raimondi, A., and Cubbage, F. (2017). Does Forest Certification in Developing Countries Have Environmental Benefits? Insights from Mexican Corrective Action Requests. *Int. For. Rev.* 19, 247–264.

Blaser, S., J...Sarre, A...Poore, D.&Johnson (2011). Status of Tropical Forest Management 2011 (Yokohama, Japan: International).

Börner, J., Baylis, K., Corbera, E., Ezzine-de-Blas, D., Ferraro, P.J., Honey-Rosés, J., Lapeyre, R., Persson, U.M., and Wunder, S. (2016). Emerging Evidence on the Effectiveness of Tropical Forest Conservation. *PLOS ONE* 11, e0159152.

Bowker, J.N., Vos, A., Ament, J.M., and Cumming, G.S. (2017). Effectiveness of Africa's tropical protected areas for maintaining forest cover. *Conserv. Biol.* 3, 559–569.

Brandt, J.S., Nolte, C., Steinberg, J., and Agrawal, A. (2014). Foreign capital, forest change and regulatory compliance in Congo Basin forests. *Environ. Res. Lett.* 9, 044007.

Brandt, J.S., Nolte, C., and Agrawal, A. (2016). Deforestation and timber production in Congo after implementation of sustainable forest management policy. *Land Use Policy* 52, 15–22.

Brandt, J.S., Nolte, C., and Agrawal, A. (2018). Deforestation and timber production in Congo after implementation of sustainable management policy: A response to Karsenty et al. (2017). *Land Use Policy* 77, 375–378.

Bruggeman, D., Meyfroidt, P., and Lambin, E.F. (2015). Production forests as a conservation tool: Effectiveness of Cameroon's land use zoning policy. *Land Use Policy* 42, 151–164.

Bruggeman, D., Meyfroidt, P., and Lambin, E.F. (2018). Impact of land-use zoning for forest protection and production on forest cover changes in Bhutan. *Appl. Geogr.* 96, 153–165.

Bustamante, M.M.C., Roitman, I., Aide, T.M., Alencar, A., Anderson, L.O., Aragão, L., Asner, G.P., Barlow, J., Berenguer, E., Chambers, J., et al. (2016). Toward an integrated monitoring framework to assess the effects of tropical forest degradation and recovery on carbon stocks and biodiversity. *Glob. Change Biol.* 22, 92–109.

Caplow, S., Jagger, P., Lawlor, K., and Sills, E. (2011). Evaluating land use and livelihood impacts of early forest carbon projects: Lessons for learning about REDD+. *Environ. Sci. Policy* *14*.

CED, Fern, FPP, IED, and Okani (2017). Community forestry in Cameroon: a diagnostic analysis of laws, institutions, actors and opportunities (London: International Institute for Environment and Development (IIED)).

Cerutti, P.O., Nasi, R., and Tacconi, L. (2008). Sustainable forest management in Cameroon needs more than approved forest management plans. *Ecol. Soc.* *13*.

Cerutti, P.O., Tacconi, L., Nasi, R., and Lescuyer, G. (2011a). Legal vs. certified timber: Preliminary impacts of forest certification in Cameroon. *For. Policy Econ.* *13*, 184–190.

Cerutti, P.O., Tacconi, L., Nasi, R., and Lescuyer, G. (2011b). Legal vs. certified timber: Preliminary impacts of forest certification in Cameroon. *For. Policy Econ.* *13*, 184–190.

Cerutti, P.O., Lescuyer, G., Tsanga, R., Kassa, S.N., Mapangou, P.R., Mendoula, E.E., Missamba-Lola, A.P., Nasi, R., Ekebil, P.P.T., and Yembe, R.Y. (2014). Social impacts of the Forest Stewardship Council certification: An assessment in the Congo basin (Center for International Forestry Research (CIFOR), Bogor, Indonesia).

Cerutti, P.O., Suryadarma, D., Nasi, R., Forni, E., Medjibe, V., Delion, S., and Bastin, D. (2017). The impact of forest management plans on trees and carbon: Modeling a decade of harvesting data in Cameroon. *J. For. Econ.* *27*, 1–9.

Chevalier, J.-F., and Pasquier, A. (2011). Après dix années de gestion, déroulement et enseignements issus de la révision d'un plan d'aménagement forestier en République Centrafricaine. *Bois For. Trop.* *25*–41.

Clark, C. j., Poulsen, J. r., Malonga, R., and Elkan, J., P.W. (2009). Logging Concessions Can Extend the Conservation Estate for Central African Tropical Forests. *Conserv. Biol.* *23*, 1281–1293.

Clements, T., Suon, S., Wilkie, D.S., and Milner-Gulland, E.J. (2014). Impacts of Protected Areas on Local Livelihoods in Cambodia. *World Dev.* *64*, *Supplement 1*, S125–S134.

ClientEarth (2018). Recommandations sur la réglementation des forêts communautaires au Gabon (London).

Combes Motel, P., Combes, J.-L., and Pirard, R. (2009). A methodology to estimate impacts of domestic policies on deforestation: Compensated Successful Efforts for "Avoided Deforestation" (REDD). *Ecol. Econ.* *68*, 680–691.

Cuny, P. (2011). Etat des lieux de la foresterie communautaire et communale au Cameroun (Wageningen, Pays-Bas: Tropenbos International Programme du bassin du Congo).

Cuny, P., Gautier, D., and Lescuyer, G. (2006). La loi des forêts et la loi des savanes: Quelle application de la forêt communautaire au sud et au nord du Cameroun ? [Forests law and savannahs law: Which enforcement in the southern and northern part of Cameroon]. Etat

Gest. Durable For. En Afr. Francoph. À Madag. State Sustain. Manag. For. Fr.-Speacking Sub-Saharan. Afr. Madag. Paris Harmattan 330–346.

Defourny, P., Delhage, C., and Kibambe, J.-P., (2011). Analyse quantitative des causes de la déforestation et de la dégradation des forêts en République Démocratique du Congo UCL/FAO/National REDD Coordination, 105 p.

Desbureaux, S., Aubert, S., Brumont, L., Karsenty, A., Lohanivo, A.C., Rakotondrabe, M., Razafindraibe, A.H., and Razafiarjaona, J. (2016). The Impact of Protected Areas on Deforestation: An Exploration of the Economic and Political Channels for Madagascar's Rainforests (2001-12).

Desclee, K.L., Mayaux, Hansen, Lola Amani, Sannier, Mertens, Häusler, Ngamabou Siwe, Poilve, Gond, Rahm, Haarpaintner (2013). Evolution du couvert forestier du niveau national au régional et moteurs de changement.

Doucet, J.L., (2018). Vers une fin tragique de l'exploitation forestière durable en Afrique centrale ? Communication à la 18th CBFP Meeting of Parties. Bruxelles, 27 au 28 Novembre 2018

Dudley, N. (Editor) (2008). Guidelines for Applying Protected Area Management Categories. Gland, Switzerland: IUCN. x + 86pp. WITH Stolton, S., P. Shadie and N. Dudley (2013). IUCN WCPA Best Practice Guidance on Recognising Protected Areas and Assigning Management Categories and Governance Types, Best Practice Protected Area Guidelines Series No. 21, Gland, Switzerland: IUCN.

Durrieu de Madron, L., Bauwens, S., Adeline, G., Didier, H., and Alain, B. (2011). Estimation de l'impact de différents modes d'exploitation forestière sur les stocks de carbone en Afrique centrale. Bois Forêts Trop. 308, 75–86.

Edwards, D.P., Tobias, J.A., Sheil, D., Meijaard, E., and Laurance, W.F. (2014). Maintaining ecosystem function and services in logged tropical forests. Trends Ecol. Evol. 29, 511–520.

Ernst, C., Verhegghen, A., Mayaux, P., Hansen, M., and Defourny, P. (2012). Cartographie du couvert forestier et des changements du couvert forestier en Afrique centrale. In Les Forêts du Bassin du Congo - Etat des Forêts 2010, p.

Ernst, C., Mayaux, P., Verhegghen, A., Bodart, C., Christophe, M., and Defourny, P. (2013). National forest cover change in Congo Basin: deforestation, reforestation, degradation and regeneration for the years 1990, 2000 and 2005. Glob. Change Biol. 19, 1173–1187.

Ezzine de Blas, D., and Ruiz Pérez, M. (2008). Prospects for Reduced Impact Logging in Central African logging concessions. For. Ecol. Manag. 256, 1509–1516.

Ezzine-de-Blas, D., Perez, M.R., Sayer, J.A., Lescuyer, G., Nasi, R., and Karsenty, A. (2009). External influences on and conditions for community logging management in Cameroon. World Dev. 37.

FAO (2016). Forty years of community-based forestry. A review of its extent and effectiveness (Rome: FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS).

Feintrenie, L., Roda, J.-M., and Rival, A. (2016). Investissements industriels dans l'agriculture en Afrique centrale. Assurer les conditions de durabilité et d'équité. Perspect. - Cirad 1–4.

Ferraro, P.J., and Miranda, J.J. (2013). Heterogeneous treatment effects and mechanisms in information-based environmental policies: Evidence from a large-scale field experiment. *Resour. Energy Econ.* 35, 356–379.

Ferraro, P.J., and Pattanayak, S.K. (2006). Money for Nothing? A Call for Empirical Evaluation of Biodiversity Conservation Investments. *PLOS Biol.* 4, e105.

Ferraro, P.J., Hanauer, M.M., and Sims, K.R.E. (2011). Conditions associated with protected area success in conservation and poverty reduction. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 108, 13913–13918.

Ferraro, P.J., Hanauer, M.M., Miteva, D.A., Canavire-Bacarreza, G.J., Pattanayak, S.K., and Sims, K.R.E. (2013). More strictly protected areas are not necessarily more protective: evidence from Bolivia, Costa Rica, Indonesia, and Thailand. *Environ. Res. Lett.* 8, 025011.

Gaveau, D.L.A., Epting, J., Lyne, O., Linkie, M., Kumara, I., Kanninen, M., and Leader-Williams, N. (2009). Evaluating whether protected areas reduce tropical deforestation in Sumatra. *J. Biogeogr.* 36, 2165–2175.

GFOI (2016). Integrating remote-sensing and ground-based observations for estimation of emissions and removals of greenhouse gases in forests.

Hansen, M.C., Potapov, P.V., Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S.A., Tyukavina, A., Thau, D., Stehman, S.V., Goetz, S.J., Loveland, T.R., et al. (2013). High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. *Science* 342, 850–853.

Harris, N., Davis, C., Dow Goldman, E., Petersen, R., and Gibbes, S. (2018). Comparing Global and National Approaches to Estimating Deforestation Rates in REDD+ Countries | World Resources Institute (Washington, DC).

Haurez, B., Daïnou, K., Vermeulen, C., Kleinschroth, F., Mortier, F., Gourlet-Fleury, S., and Doucet, J.-L. (2017). A look at Intact Forest Landscapes (IFLs) and their relevance in Central African forest policy. *For. Policy Econ.* 80, 192–199.

Heilmayr, R., and Lambin, E.F. (2016). Impacts of nonstate, market-driven governance on Chilean forests. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 113, 2910–2915.

Ho, D.E., Imai, K., King, G., and Stuart, E.A. (2007). Matching as nonparametric preprocessing for reducing model dependence in parametric causal inference. *Polit. Anal.* 15, 199–236.

Jayachandran, S., de Laat, J., Lambin, E.F., Stanton, C.Y., Audy, R., and Thomas, N.E. (2017). Cash for carbon: A randomized trial of payments for ecosystem services to reduce deforestation. *Science* 357, 267–273.

Karsenty, A. (2006). Comparaisons des législations et des réglementations dans les six pays forestiers d'Afrique Centrale. In D. Devers, & J.-P. Vande weghe (Eds.), *Les forêts du Bassin du Congo. État des forêts 2006* (pp. 63–79). Congo Basin Forests Partnership, COMIFAC, French Ministry of Foreign Affairs, EU, USAID.

Karsenty, A., et Vermeulen C. (2016). Vers des concessions 2.0 en Afrique centrale Gérer des droits superposés entre concession industrielle et foresterie communautaire. Perspectives Cirad 38

Karsenty, A. (2018). Certification of tropical forests: private instruments of public interest? 1st International scientific conference: “African forest-related policies and politics” (AFORPOLIS 1) 24 – 27 September 2018 in Yaoundé (MontFébé hotel) , Cameroon

Karsenty, A., Drigo, I.G., Piketty, M.-G., and Singer, B. (2008). Regulating industrial forest concessions in Central Africa and South America. *For. Ecol. Manag.* 256, 1498–1508.

Karsenty, A., Romero, C., Cerutti, P.O., Doucet, J.-L., Putz, F.E., Bernard, C., Atyi, R.E., Douard, P., Claeys, F., Desbureaux, S., et al. (2017). Deforestation and timber production in Congo after implementation of sustainable management policy: A reaction to the article by J.S. Brandt, C. Nolte and A. Agrawal (*Land Use Policy* 52:15–22). *Land Use Policy* 65, 62–65.

Kere, E.N., Choumert, J., Combes Motel, P., Combes, J.L., Santoni, O., and Schwartz, S. (2017). Addressing Contextual and Location Biases in the Assessment of Protected Areas Effectiveness on Deforestation in the Brazilian Amazônia. *Ecol. Econ.* 136, 148–158.

Khandker, S.R., Samad, H.A., and Koolwal, G.B. (2009). *Handbook on impact evaluation : quantitative methods and practices* (The World Bank).

Kleinschroth, f, and Healey, J. r. (2017). Impacts of logging roads on tropical forests. *Biotropica* 49.

Kleinschroth, F., Healey, J.R., Sist, P., Mortier, F., and Gourlet-Fleury, S. (2016a). How persistent are the impacts of logging roads on Central African forest vegetation? *J. Appl. Ecol.* 53, 1127–1137.

Kleinschroth, F., Healey, J.R., and Gourlet-Fleury, S. (2016b). Sparing forests in Central Africa: re-use old logging roads to avoid creating new ones. *Front. Ecol. Environ.* 14, 9–10.

Komives, K. (2019). *Conservation impacts of voluntary sustainability standards: how has our understanding changed since the 2012 publication of “Toward sustainability: the roles and limitations of certification?* Washington, DC; 2018.

Le Velly, G.L. (2015). *The Effectiveness of Payments for Environmental Services in Mexican Community Forests.* phdthesis. Université d'Auvergne - Clermont-Ferrand I.

Le Velly, G.L., and Dutilly, C. (2016). Evaluating Payments for Environmental Services: Methodological Challenges. *PLOS ONE* 11, e0149374.

Le Velly, G.L., Sauquet, A., and Cortina-Villar, S. (2017). PES Impact and Leakages over Several Cohorts: The Case of the PSA-H in Yucatan, Mexico. *Land Econ.* *93*, 230–257.

Lewis, S.L., Edwards, D.P., and Galbraith, D. (2015). Increasing human dominance of tropical forests. *Science* *349*, 827–832.

Marquant, B., Mosnier, A., Bodin, B., Dessard, H., Feintrenie, L., Molto, Q., Gond, V., Bayol, N., Batti, A., Eba'a Atyi, R., et al. (2015). Importance des forêts d'Afrique centrale.

Mayaux P, Pekel J-F, Desclée B et al. (2013) State and evolution of the African rainforests between 1990 and 2010. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, *368*, 20120300.

McRoberts, R.E., Vibrans, A.C., Sannier, C., Næsset, E., Hansen, M.C., Walters, B.F., and Lingner, D.V. (2016). Methods for evaluating the utilities of local and global maps for increasing the precision of estimates of subtropical forest area.

Medjibe, V.P., Putz, E. F., and Romero, C. (2013). Certified and uncertified logging concessions compared in Gabon: changes in stand structure, tree species, and biomass. *Environ. Manage.* *51*.

Megevand, C., (2013). Dynamiques de déforestation dans le bassin du Congo : Réconcilier la croissance économique et la protection de la forêt. *Directions in Development, Environment and Sustainable Development*; Washington, DC: World Bank. © World Bank. <https://openknowledge.worldbank.org/handle/10986/12477> License: CC BY 3.0 IGO."

Miteva, D.A., Pattanayak, S.K., and Ferraro, P.J. (2012). Evaluation of biodiversity policy instruments: what works and what doesn't? *Oxf. Rev. Econ. Policy* *28*, 69–92.

Miteva, D.A., Loucks, C.J., and Pattanayak, S.K. (2015). Social and Environmental Impacts of Forest Management Certification in Indonesia. *PLOS ONE* *10*, e0129675.

Molinario, G., Hansen, M.C., Potapov, P.V., Tyukavina, A., Stehman, S., Barker, B., and Humber, M. (2017). Quantification of land cover and land use within the rural complex of the Democratic Republic of Congo. *Environ. Res. Lett.* *12*, 104001.

Nasi, R., Billand, A., and van Vliet, N. (2012). Managing for timber and biodiversity in the Congo Basin. *For. Ecol. Manag.* *268*, 103–111.

Nolte, C., Agrawal, A., Silvius, K.M., and Soares-Filho, B.S. (2013). Governance regime and location influence avoided deforestation success of protected areas in the Brazilian Amazon. *Proc. Natl. Acad. Sci.* *110*, 4956–4961.

Panlasigui, S. (2015). Evaluating the impact of Forest Stewardship Council certification on forest loss rates in Cameroon's logging concessions.

Panlasigui, S., Rico-Straffon, J., Pfaff, A., Swenson, J., and Loucks, C. (2018). Impacts of certification, uncertified concessions, and protected areas on forest loss in Cameroon, 2000 to 2013. *Biol. Conserv.* *227*, 160–166.

Pattanayak, S.K., Wunder, S., and Ferraro, P.J. (2010). Show Me the Money: Do Payments Supply Environmental Services in Developing Countries? *Rev. Environ. Econ. Policy* 4, 254–274.

Pesche, D., Losch, B., & Imbernon, J. (2016). Une nouvelle ruralité émergente: Regards croisés sur les transformations rurales africaines.

Pfaff, A., and Robalino, J. (2012). Protecting forests, biodiversity, and the climate: predicting policy impact to improve policy choice. *Oxf. Rev. Econ. Policy* 28, 164–179.

Pfaff, A., Robalino, J., Lima, E., Sandoval, C., and Herrera, L.D. (2014). Governance, Location and Avoided Deforestation from Protected Areas: Greater Restrictions Can Have Lower Impact, Due to Differences in Location. *World Dev.* 55, 7–20.

Pfaff, A., Robalino, J., Herrera, D., and Sandoval, C. (2015). Protected Areas' Impacts on Brazilian Amazon Deforestation: Examining Conservation - Development Interactions to Inform Planning. *PLOS ONE* 10, e0129460.

Phelps, J., Carrasco, L.R., Webb, E.L., Koh, L.P., and Pascual, U. (2013). Agricultural intensification escalates future conservation costs. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 110, 7601–7606.

Poissonnet, M., and Lescuyer, G. (2005). Aménagement forestier et participation : quelles leçons tirer des forêts communales du Cameroun ? *VertigO - Rev. Électronique En Sci. Environ.*

Potapov, P., Yaroshenko, A., Turubanova, S., Dubinin, M., Laestadius, L., Thies, C., Aksenov, D., Egorov, A., Yesipova, Y., Glushkov, I., et al. (2008). Mapping the World's Intact Forest Landscapes by Remote Sensing. *Ecol. Soc.* 13.

Potapov, P., Hansen, M.C., Laestadius, L., Turubanova, S., Yaroshenko, A., Thies, C., Smith, W., Zhuravleva, I., Komarova, A., Minnemeyer, S., et al. (2017). The last frontiers of wilderness: Tracking loss of intact forest landscapes from 2000 to 2013. *Sci. Adv.* 3, e1600821.

Putz, F.E., Sist, P., Fredericksen, T., and Dykstra, D. (2008). Reduced-impact logging: Challenges and opportunities. *For. Ecol. Manag.* 256, 1427–1433.

Putz, F.E., Zuidema, P.A., Synnott, T., Pena-Claros, M., Pinard, M.A., Sheil, D., Vanclay, J.K., Sist, P., Gourlet-Fleury, S., Griscom, B., et al. (2012). Sustaining conservation values in selectively logged tropical forests: the attained and the attainable. *Conserv. Lett.* 5, 296–303.

Rana, P., and Sills, E. (2017). Does certification change the trajectory of tree cover in working forests in the tropics? An application of the synthetic control method of impact evaluation.

Rasolofoson, R.A., Ferraro, P.J., Jenkins, C.N., and Jones, J.P.G. (2015). Effectiveness of Community Forest Management at reducing deforestation in Madagascar. *Biol. Conserv.* 184, 271–277.

Ribot, J. (2002). African decentralization: Local actors, powers and accountability.

Romero, C., Sills, E. O., Guariguata, M. R., Cerutti, P. O., Lescuyer, G., & Putz, F. E. (2017). Evaluation of the impacts of Forest Stewardship Council (FSC) certification of natural forest

management in the tropics: a rigorous approach to assessment of a complex conservation intervention. *International Forestry Review*, 19(4), 36-49.

Rosenbaum, P.R., and Rubin, D.B. (1983). The central role of the propensity score in observational studies for causal effects. *Biometrika* 70, 41–55.

Sannier, C., McRoberts, R.E., and Fichet, L.-V. (2016). Suitability of Global Forest Change data to report forest cover estimates at national level in Gabon. *Remote Sens. Environ.* 173, 326–338.

Shapiro, A.C., Aguilar-Amuchastegui, N., Hostert, P., and Bastin, J.-F. (2016). Using fragmentation to assess degradation of forest edges in Democratic Republic of Congo. *Carbon Balance Manag.* 11, 11.

Simonet (2016). La gestion des forêts tropicales comme levier d’atténuation du changement climatique : l’expérience des projets REDD+. AgroParisTech.

Sims, K.R.E. (2010). Conservation and development: Evidence from Thai protected areas. *J. Environ. Econ. Manag.* 60, 94–114.

Tropek, R., Sedláček, O., Beck, J., Keil, P., Musilová, Z., Símová, I., and Storch, D. (2014). Comment on “High-resolution global maps of 21st-century forest cover change.” *Science* 344, 981.

Tsendsazar, N.E., De Bruin, S., and Herold, M. (2015). Assessing global land cover reference datasets for different user communities. *ISPRS J. Photogramm. Remote Sens.* 103, 93–114.

Tyukavina, A., Hansen, M.C., Potapov, P., Parker, D., Okpa, C., Stehman, S.V., Kommareddy, I., and Turubanova, S. (2018). Congo Basin forest loss dominated by increasing smallholder clearing. *Sci. Adv.* 4, eaat2993.

Vancutsem, and Achard (2016). Mapping Intact and Degraded Humid Forests over the Tropical Belt From 32 Years Of Landsat Time Series. In *Tropical Forest and REDD+ 1*, (Prague), p.

White, and Sabarwal (2014). Méthodes et modèles quasi expérimentaux (Florence: Centre de recherche Innocenti).

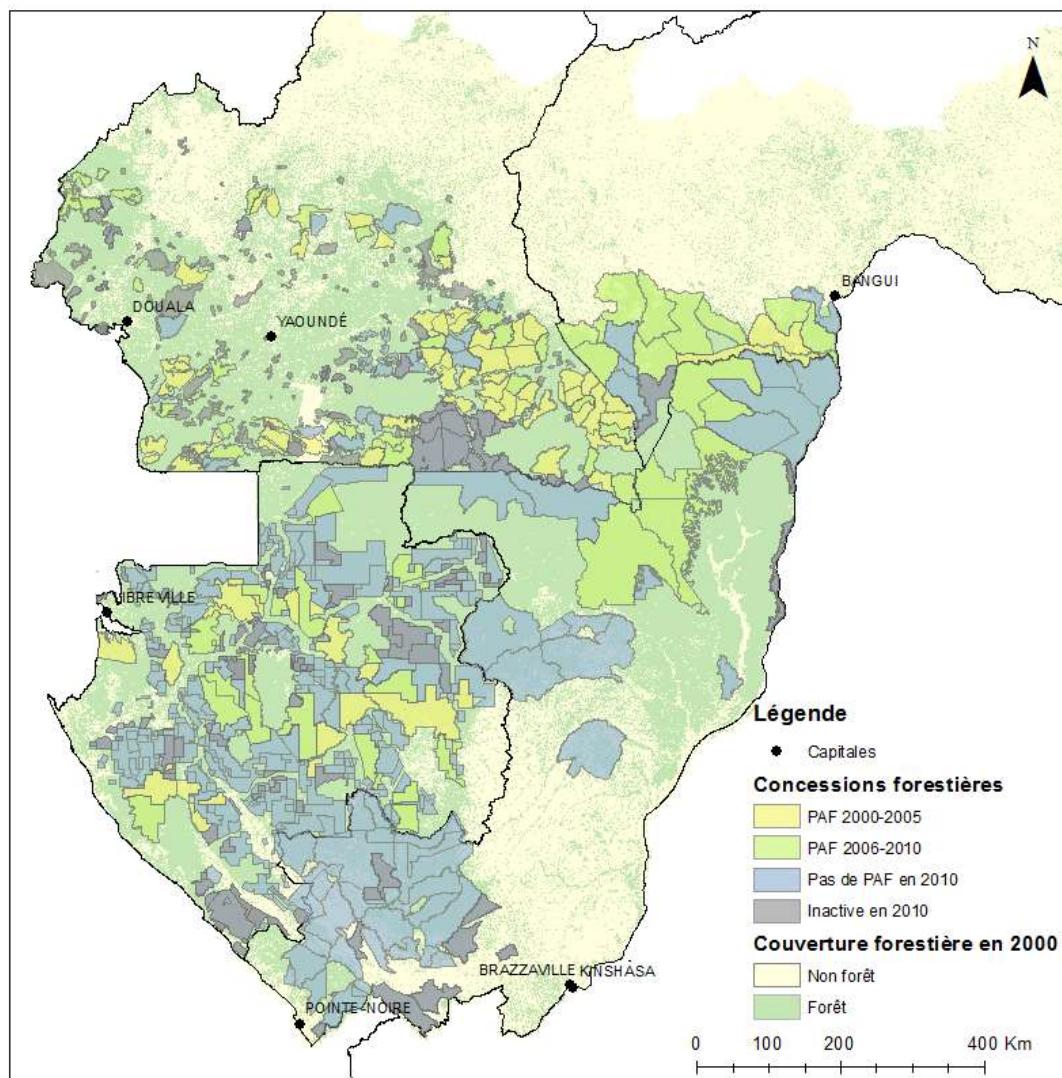
Annexes

Annexe 1. Spécifications techniques des données de référence pour les 3 dates pivots 1990, 2000 et 2010

Projet	GSE-FM	GSE-FM	REDDAF	REDDAF	OSFT
Producteurs	GAF	SIRS	SIRS	GAF	IGN FI – ONFi Airbus
Pays	Congo	Gabon	RCA (Sud-ouest)	Cameroun (Centre)	RCA Cameroun
Unité cartographique minimale	1 ha	1 ha	1 ha	1 ha	0.5 ha
Système de référence	UTM	UTM	UTM	UTM	UTM
Classes thématiques des cartes de changements 1990-2000 et 2000-2010	Forêt Non forêt 1 classe de régénération Nuages/ombres 5 classes de déforestation vers : 1) cultures 2) zones humides 3) savanes 4) infrastructures 5) autres	7 classes de déforestation vers 1) cultures 2) zones humides 3) savanes 4) infrastructures 5) autres 6) pistes forestières 7) cultures arborées 7 classes de régénération depuis 1) cultures 2) zones humides 3) savanes 4) infrastructures 5) autres 6) pistes forestières 7) cultures arborées	7 classes de déforestation vers 1) cultures 2) zones humides 3) savanes 4) infrastructures 5) autres 6) pistes forestières 7) cultures arborées 7 classes de régénération depuis 1) cultures 2) zones humides 3) savanes 4) infrastructures 5) autres 6) pistes forestières 7) cultures arborées	Forêt Non forêt 1 classe de régénération Nuages/ombres 6 classes de déforestation de forêt vers : 1) cultures 2) zones humides 3) savanes 4) infrastructures 5) autres 6) pistes forestières	Forêt Non forêt 1 classe de déforestation 1 classe de régénération Non observé
Images satellites utilisées	Landat 4-5 pour 1990 et 2000. Spot 4/5, DMC, Rapideye et Landat 7 et 8 pour 2010	Landsat 4-5 pour 1990 et 2000, Landsat 7 et Terra Aster pour 2010	Landsat 4-5 pour 1990 et 2000, Landsat 7 et Terra Aster pour 2010	Landsat RapidEye	Landsat pour 1990, SPOT 4/5 pour 2000 et 2010
Année des images satellites	Pivot +/- 2 ans	Pivot +/- 2 ans	Pivot +/- 2 ans	Pivot +/- 2 ans	Pivot +/- 2 ans
Validation	Evaluation par sondage aréolaire	Analyse par photo-interprétation d'un échantillonnage systématique couvrant 1 % de la surface du Gabon			Analyse par photo-interprétation d'un échantillonnage stratifié

Précision	97% pour les carte F/NF et 53% pour les changements	Evaluée à près de 98 % pour les 3 périodes		Varie entre 95% et 100% en fonction des régions pour F/NF et 82-100 pour les changements
Détail méthodologie		Fichet et al.(2012 et 2013) et (Sannier et al., 2014).		Poilv� et al., 2013

Annexe 2. Carte des concessions selon leur état d'aménagement



Annexe 3. Résultats pour les différents traitements avec les données nationales de références.

Déforestation dans les concessions				ATT (en ha)
	Traitées	Témoins	Différence	
Traitements PAF 2000-2005				
coef.	239.62	392.46	-152.84	-681.40**
	-91.7	-82.9	-148.3	-347.6
Nb concessions	60	165	225	225
Traitements PAF 2006-2010				
coef.	1047.47	453.79	593.67***	171.97
	-289.3	-81	-216.9	-273.5
Nb concessions	61	194	255	255
Traitements FSC 2000-2010				
coef.	592.63	453.79	138.83	-514.11*
	-179.3	-81	-234.9	-292.5
Nb concessions	25	194	219	219

Note : Erreur standard entre parenthèse. Niveau de significativité *p<0.1, **p<0.05, ***p<0.01.

Annexe 4. Résultats pour les différents traitements avec les données du GFC

Tableau A. Résultats pour un couvert forestier de 30 %

Déforestation dans les concessions				ATT (en ha)
Traitées	Témoins	Différence		
Traitements PAF				
coef.	77.89	450.79	-72.9	-1143.54***
	-91.7	-85.6	-152.1	-412.2
Nb concessions	60	164	224	224
Traitements PAF				
coef.	1034.87	522.23	512.65***	126.86
	-231.8	-82.3	-195.8	-204.8
Nb concessions	61	193	254	254
Traitements FSC				
coef.	785.28	522.23	263.05	-789.09***
	-259.7	-82.3	-247	-265.3
Nb concessions	25	193	218	218

Note : Erreur standard entre parenthèse. Niveau de significativité *p<0.1, **p<0.05, ***p<0.01.

Tableau B. Résultats pour un couvert forestier de 70 %

Déforestation dans les concessions				ATT (en ha)
Traitées	Témoins	Différence		
Traitements PAF				
coef.	353.14	391.76	-38.62	-1004.96***
	-87.5	-76.5	-137.1	-374.7
Nb concessions	60	164	224	224
Traitements PAF				
coef.	913.32	455.49	457.83***	67.29
	-205.3	-73.3	-173.9	-193.8
Nb concessions	61	193	254	254
Traitements FSC				
coef.	745.19	455.49	289.7	-698.68***
	-251.2	-73.3	-222.6	-237.6
Nb concessions	25	193	218	218

Note : Erreur standard entre parenthèse. Niveau de significativité *p<0.1, **p<0.05, ***p<0.01.

Annexe 5. Résultats en utilisant comme variable résultat **les taux de déforestation 2000-2010** par concession

Taux de déforestation dans les concessions				ATT (en ha)
Traitées	Témoins	Différence		
Traitement PAF 2000-2005				
coef.	0.141 (0.03)	0.506 (0.09)	-0.365** (0.14)	-0.217** (0.09)
Nb concessions	60	165	225	225
Traitement PAF 2006-2010				
coef.	0.536 (0.11)	0.520 (0.08)	0.016 (0.15)	0.101 (0.14)
Nb concessions	61	194	255	255
Traitement FSC 2000-2010				
coef.	0.254 (0.04)	0.520 (0.08)	-0.266 (0.22)	0.070 (0.07)
Nb concessions	25	194	219	219

Note : Erreur standard entre parenthèse. Niveau de significativité *p<0.1, **p<0.05, ***p<0.01.

Annexe 6. Résultats pour le traitement PAF 2000-2005 en effectuant les analyses avec un échantillonnage de points au sein des concessions traitées et contrôles

Déforestation 2000-2010

	Traitées	Témoins	Différence	ATT
Coef.	0.024	0.076	-0.0052***	-0.0027***
Nombre de pixels	19 736	42 100	61 836	61 810

Note : *p<0.1, **p<0.05, ***p<0.01.

Annexe 7. Résultats des tests de robustesse : test placebo (1990-2000) et DiD

	Déforestation 1990-2000			ATT
	Traitées	Témoins	Différence	PSM

PAF 2000-2005

Coef.	425.57 (150.6)	251.48 (55.9)	174.08 (129.5)	-474.36 (365.5)	-207.04 (167.8)
Nb concessions	60	165	225	225	225

PAF 2006-2010

Coef.	1359.25 (372.7)	327.56 (68.6)	1031.69*** (241.5)	-	
Nb concessions	61	194	255	255	255

FSC 2000-2010

Coef.	868.07 (281.7)	327.56 (68.6)	540.51** (215.9)	-122.06 (318.4)	-392.06** (175.3)
Nb concessions	25	194	219	219	219

Note : la première colonne renseigne le niveau moyen de déforestation entre 1990 et 2000 dans les concessions traitées. La deuxième colonne renseigne le niveau moyen de déforestation entre 1990 et 2000 dans le groupe témoin correspondant. La troisième colonne renseigne la simple différence de déforestation 1990-2000 entre le groupe traité et témoin. La quatrième colonne (ATT-PSM) renseigne la différence de déforestation entre les deux groupes après matching. La cinquième colonne compare la variation de déforestation entre les périodes 1990-2000 et 2000-2010 du groupe traité et du groupe témoin après matching. Cette approche combine une approche de Différences de différences (DiD) avec une approche de propensity score matching (PSM). Erreur standard entre parenthèse. Niveau de significativité *p<0.1, **p<0.05, ***p<0.01

Annexe 8. Impact comparé des différents modes de gestion en utilisant les données du GFC pour un taux de couvert forestier de 70 %.

Test	Traitement	Témoins	Coef.	AI Robust Std. Err.	P> z	[95% Conf. Interval]
NP1	Parc national (n=35)	Toutes les concessions (n=397)	-351.95	362.81	0.332	-1063.05 359.14
NP2		Concession active en 2010 (n=345)	-318.97***	82.87	0	-481.40 -156.55
AP1	Autres types d'aires protégées (n=40)	Toutes les concessions (n=397)	-217.43	144.61	0.133	-500.85 66.00
AP2		Concession active en 2010 (n=345)	-473.22***	166.45	0.004	-799.46 -146.98
AP3	Ensemble des aires protégées (n=75)	Toutes les concessions (n=397)	-244.38	171.52	0.154	-580.55 91.80
AP4		Concession active en 2010 (n=345)	-409.11**	193.98	0.035	-789.31 -28.92
Conc1	Concession avec un PAF en 2005 (n=60)	Ensemble des aires protégées (n=75)	276.78***	87.19	0.002	105.89 447.66
Conc2		Autres types d'aires protégées (n=40)	232.32***	71.11	0.001	92.95 371.69
Conc3		Parc national (n=35)	243.69***	61.97	0	122.23 365.16
<i>Uniquement pour le Cameroun :</i>						
FC1	Forêt communale (n=37)	Toutes les concessions (CMR) (n=113)	-47.11***	14.73	0.001	-75.98 -18.24
FC2		Toutes les concessions (région) (n=397)	-33.25	26.83	0.215	-85.84 19.34
FC3		Concession active en 2010 (CMR) (n=97)	-61.56**	29.81	0.039	-119.99 -3.14
FC4		Concession active en 2010 (région) (n=345)	-24.42	26.17	0.351	-75.72 26.88

Note : *p<0.1, **p<0.05, ***p<0.01. Les données de déforestation 2000-2010 sont exprimées en hectare.

Annexe 9. Tableaux d'équilibre des covariables avant et après matching pour les différents tests de l'analyse comparée des modes de gestion

Traitemet NP1

Variable		Unmatched (U)	Mean Treated	Mean Control	%bias	p> t
	Variable	Matched (M)				
dist_road	U	29.856	18.153	70	0	
	M	29.856	33.272	-20.4	0.492	
dist_market	U	102.73	96.547	13.3	0.476	
	M	102.73	106.36	-7.8	0.73	
dist_capitale	U	457.44	465.86	-3.7	0.814	
	M	457.44	478.15	-9.2	-0.705	
dist_defo2000	U	8.5079	5.4455	54.9	0	
	M	8.5079	8.9996	-8.8	0.749	
dist_village	U	178.92	110.53	76.7	0	
	M	178.92	176.82	2.4	0.936	
village_density	U	0.00623	0.0108	-47.2	0.011	
	M	0.00623	0.00576	4.9	0.816	
biomasse	U	333.38	374.19	-36	0.019	
	M	333.38	325.17	7.3	0.782	
elevation	U	492.81	421.87	26.3	0.066	
	M	492.81	471.91	7.7	0.737	
slope	U	3.6671	1.81	60.1	0	
	M	3.6671	2.3816	41.6	0.094	
F2000	U	1.90E+05	91400	51.5	0	
	M	1.90E+05	1.70E+05	10.3	0.745	
Sample	MeanBias	MedBias				
Unmatched	44	49.4				
Matched	12	8.3				

Traitemet NP2

Variable		Unmatched (U)	Mean Treated	Mean Control	%bias	p> t
		Matched (M)				
dist_road	U	29.856	18.591	66.5	0	
	M	29.856	36.494	-39.2	0.197	
dist_market	U	102.73	95.063	16.8	0.365	
	M	102.73	107.28	-10	0.657	
dist_capitale	U	457.44	466.88	-4.2	0.794	
	M	457.44	476.85	-8.6	0.731	
dist_defo2000	U	8.5079	5.4392	54.7	0	
	M	8.5079	9.7121	-21.4	0.458	
dist_village	U	178.92	111.03	76.3	0	
	M	178.92	177.79	1.3	0.965	
village_density	U	0.00623	0.01078	-46.9	0.012	
	M	0.00623	0.00547	7.9	0.711	
biomasse	U	333.38	380	-42.4	0.005	
	M	333.38	349.48	-14.6	0.566	
elevation	U	492.81	423.07	25.7	0.08	
	M	492.81	498.98	-2.3	0.92	
slope	U	3.6671	1.7626	61.7	0	
	M	3.6671	2.3721	41.9	0.092	
F2000	U	1.90E+05	93830	49.8	0	
	M	1.90E+05	1.60E+05	15.5	0.588	
Sample	MeanBias	MedBias				
Unmatched	44.5	48.3				
Matched	16.3	12.3				

Traitemet AP1

Variable	Unmatched (U)		Mean Treated	Mean Control	%bias	p> t
	Matched (M)	U				
dist_road		U	14.011	18.153	-27.8	0.088
		M	14.011	15.503	-10	0.628
dist_market		U	88.925	96.547	-16.2	0.351
		M	88.925	86.819	4.5	0.83
dist_capitale		U	360.95	465.86	-48.6	0.002
		M	360.95	374.74	-6.4	0.759
dist_defo2000		U	5.2343	5.4455	-5.2	0.756
		M	5.2343	4.4765	18.7	0.365
dist_village		U	77.765	110.53	-52.4	0.004
		M	77.765	74.557	5.1	0.772
village_density		U	0.01292	0.0108	19.5	0.218
		M	0.01292	0.01538	-22.5	0.408
biomasse		U	178.91	374.19	-145.1	0
		M	178.91	183.68	-3.5	0.896
elevation		U	408.76	421.87	-3.8	0.74
		M	408.76	332	22.2	0.307
slope		U	3.8713	1.81	41.5	0
		M	3.8713	2.3145	31.3	0.164
F2000		U	52394	91400	-32.2	0.065
		M	52394	54647	-1.9	0.92
Sample	MeanBias	MedBias				
Unmatched	39.2	30				
Matched	12.6	8.2				

Traitemet AP2

Variable	Unmatched (U)		Mean Treated	Mean Control	%bias	p> t
	Matched (M)	U				
dist_road		U	14.011	18.591	-30.3	0.069
		M	14.011	13.754	1.7	0.931
dist_market		U	88.925	95.063	-13.3	0.441
		M	88.925	79.843	19.7	0.336
dist_capitale		U	360.95	466.88	-49	0.002
		M	360.95	339.79	9.8	0.629
dist_defo2000		U	5.2343	5.4392	-5	0.77
		M	5.2343	5.0236	5.1	0.806
dist_village		U	77.765	111.03	-53.5	0.004
		M	77.765	74.836	4.7	0.816
village_density		U	0.01292	0.01078	19.6	0.219
		M	0.01292	0.01305	-1.1	0.96
biomasse		U	178.91	380	-152.4	0
		M	178.91	181.04	-1.6	0.952
elevation		U	408.76	423.07	-4.1	0.727
		M	408.76	288.83	34.6	0.113
slope		U	3.8713	1.7626	42.5	0
		M	3.8713	2.2142	33.4	0.139
F2000		U	52394	93830	-33.3	0.062
		M	52394	44578	6.3	0.694
Sample	MeanBias	MedBias				
Unmatched	40.3	31.8				
Matched	11.8	5.7				

Traitemet AP3

Variable		Unmatched (U)	Mean		
		Matched (M)	Treated	Control	%bias
dist_road	U		21.406	18.153	19.5
	M		21.406	22.134	-4.4
dist_market	U		95.367	96.547	-2.5
	M		95.367	94.85	1.1
dist_capitale	U		405.98	465.86	-26.9
	M		405.98	410.12	-1.9
dist_defo2000	U		6.762	5.4455	26.6
	M		6.762	7.7767	-20.5
dist_village	U		124.97	110.53	17.2
	M		124.97	119.55	6.5
village_density	U		0.0098	0.0108	-9.4
	M		0.0098	0.01139	-15
biomasse	U		251	374.19	-90.5
	M		251	244.36	4.9
elevation	U		447.98	421.87	8.4
	M		447.98	395.6	16.8
slope	U		3.776	1.81	47.1
	M		3.776	2.4973	30.6
F2000	U		1.20E+05	91400	15.9
	M		1.20E+05	96778	12.7
Sample		MeanBias	MedBias		
Unmatched		26.4	18.4		
Matched		11.4	9.6		

Traitemet AP4

Variable		Unmatched (U)	Mean	Mean	
	Matched (M)	Treated	Control	%bias	p> t
dist_road	U	21.406	18.591	16.7	0.161
	M	21.406	23.016	-9.5	0.594
dist_market	U	95.367	95.063	0.7	0.96
	M	95.367	94.589	1.7	0.923
dist_capitale	U	405.98	466.88	-27.3	0.022
	M	405.98	417.67	-5.2	0.749
dist_defo2000	U	6.762	5.4392	26.6	0.021
	M	6.762	7.4243	-13.3	0.505
dist_village	U	124.97	111.03	16.7	0.145
	M	124.97	116.74	9.8	0.627
village_density	U	0.0098	0.01078	-9.2	0.462
	M	0.0098	0.01187	-19.5	0.252
biomasse	U	251	380	-96.7	0
	M	251	243.6	5.5	0.774
elevation	U	447.98	423.07	7.9	0.439
	M	447.98	377.43	22.5	0.171
slope	U	3.776	1.7626	48.3	0
	M	3.776	2.1076	40	0.015
F2000	U	1.20E+05	93830	14.3	0.198
	M	1.20E+05	96633	12.6	0.449
Sample	MeanBias	MedBias			
Unmatched	26.4	16.7			
Matched	14	11.2			

Traitement Conc1

Variable		Unmatched (U)	Mean Treated	Mean Control	%bias	p> t
	Variable	Unmatched (U)	Mean Treated	Mean Control	%bias	p> t
dist_road	U	26.943	21.406	32.3	0.067	
	M	26.943	28.232	-7.5	0.695	
dist_market	U	121.34	95.367	54.9	0.002	
	M	121.34	123.8	-5.2	0.769	
dist_capitale	U	525.3	405.98	52.5	0.003	
	M	525.3	482.76	18.7	0.282	
dist_defo2000	U	5.0505	6.762	-34.2	0.054	
	M	5.0505	5.4802	-8.6	0.555	
dist_village	U	131.6	124.97	8.2	0.646	
	M	131.6	131.61	0	0.999	
village_density	U	0.00844	0.0098	-13.6	0.437	
	M	0.00844	0.00868	-2.4	0.894	
biomasse	U	434.17	251	146.9	0	
	M	434.17	436.65	-2	0.804	
elevation	U	545.29	447.98	32.2	0.075	
	M	545.29	546.85	-0.5	0.954	
slope	U	1.5257	3.776	-54.5	0.003	
	M	1.5257	1.4308	2.3	0.534	
F2000	U	94655	1.20E+05	-15.1	0.401	
	M	94655	87766	4.4	0.732	
Sample		MeanBias	MedBias			
Unmatched		44.4	33.2			
Matched		5.2	3.4			

Traitement Conc2

Variable		Unmatched (U)	Mean Treated	Mean Control	%bias	p> t
		Matched (M)				
dist_road	U	26.943	14.011	83.9	0	
	M	26.943	27.961	-6.6	0.778	
dist_market	U	121.34	88.925	68.4	0.001	
	M	121.34	120.09	2.6	0.875	
dist_capitale	U	525.3	360.95	74.5	0	
	M	525.3	481.94	19.6	0.283	
dist_defo2000	U	5.0505	5.2343	-4.5	0.829	
	M	5.0505	5.7461	-16.9	0.355	
dist_village	U	131.6	77.765	91.1	0	
	M	131.6	122.62	15.2	0.424	
village_density	U	0.00844	0.01292	-43.5	0.031	
	M	0.00844	0.01002	-15.3	0.385	
biomasse	U	434.17	178.91	207.3	0	
	M	434.17	437.71	-2.9	0.717	
elevation	U	545.29	408.76	40.6	0.034	
	M	545.29	492.04	15.8	0.041	
slope	U	1.5257	3.8713	-47.5	0.011	
	M	1.5257	1.5891	-1.3	0.762	
F2000	U	94655	52394	41.2	0.042	
	M	94655	60466	33.3	0.108	
Sample		MeanBias	MedBias			
Unmatched		70.2	58			
Matched		13	15.2			

Traitemet Conc3

Variable		Unmatched (U)	Mean Treated	Mean Control	%bias	p> t
	Variable	Unmatched (U)	Mean Treated	Mean Control	%bias	p> t
dist_road	U	26.943	29.856	-16.9	0.417	
	M	26.943	29.824	-16.7	0.324	
dist_market	U	121.34	102.73	39.7	0.07	
	M	121.34	125.31	-8.5	0.651	
dist_capitale	U	525.3	457.44	29.4	0.159	
	M	525.3	468.52	24.6	0.155	
dist_defo2000	U	5.0505	8.5079	-61.4	0.003	
	M	5.0505	5.4616	-7.3	0.515	
dist_village	U	131.6	178.92	-54.5	0.007	
	M	131.6	133.27	-1.9	0.888	
village_density	U	0.00844	0.00623	24.6	0.25	
	M	0.00844	0.00831	1.5	0.945	
biomasse	U	434.17	333.38	101.5	0	
	M	434.17	433	1.2	0.922	
elevation	U	545.29	492.81	20.3	0.305	
	M	545.29	545.83	-0.2	0.985	
slope	U	1.5257	3.6671	-70.5	0	
	M	1.5257	1.5125	0.4	0.928	
F2000	U	94655	1.90E+05	-52.7	0.007	
	M	94655	72840	11.6	0.118	
Sample	MeanBias	MedBias				
Unmatched	47.2	46.2				
Matched	7.4	4.6				

Annexe 10. Comparaison d'études d'évaluation d'impact des concessions forestières et aires protégées sur la déforestation : données utilisées, unités d'analyses, méthodes et variables contrôlées

Références	Données	Méthodes	Variables contrôlées
Brandt, J. S., Nolte, C., & Agrawal, A. (2016). Deforestation and timber production in Congo after implementation of sustainable forest management policy. <i>Land Use Policy</i> , 52, 15-22.	CONGO - Deforestation map of FACET : 2000–2005 and 2005–2010 - Annual deforestation dataset (Hansen et al., 2013) - Concession (WRI) aggregated in two categories: (i) with approved management plan (n=6) and (ii) without (n=33) including those in process (n=13) - Official annual timber production (Congolese government) to calculate an annual area-adjusted timber production rate	- Treatment: Concession with management plan - Unit : 1 km cells - Sampling strategy: they randomly sampled 20% of the treatment cells and matched them to a sample of 20% of control cells to prevent spatial autocorrelation - They also calculated reverse counterfactual estimates by switching treatment and control. - No study of leakage - <i>Mahalanobis matching</i> algorithm with calipers	- distance to the nearest settlement in 2005 (pop density indicator) - travel time to the nearest market town - proximity to the Oubangui River (major transport route) - distance to non-forest edge (shortest Euclidean distance to any public road, navigable river or non-forest pixel) - above-ground woody biomass map of Baccini et al., 2012 - average elevation and average slope
Bruggeman, D., Meyfroidt, P., & Lambin, E. F. (2015). Production forests as a conservation tool: Effectiveness of Cameroon's land use zoning policy. <i>Land Use Policy</i> , 42, 151-164.	EAST CAMEROUN -Two landsat images (2002 and 2012) - WRI Data of a range of land use zoning units - Treatment: each type of unit in the Permanent Forest Estate (PFE) and community forests -Control with NPFE - Construction of a variable "active PFE" to include the subset of the PFE with only units in activity during the beginning of the study period (2000 to 2006)	- Treatment: range of land use zones - Unit : Landsat pixel - Sampling strategy : for each outcome variables, 3000 points were drawn, stratified in equal proportions in sub-samples with a minimum distance of 200 m between each sample point to minimize spatial correlation - Leakage : To account for possible local leakage caused by land use restrictions in zoning units, buffers of 5, 8.5 and 12 km around the active PFE were tested as treatment variables and compared with the remaining forested areas of the NPFE - Genetic matching with replacement	- ecoregion: global map of terrestrial ecoregions - slope (SRTM), - elevation (SRTM), - distance to villages (WRI Atlas + additional village added manually) - distance to main roads - distance to towns (towns with a population above 15,000 inhabitants in 2005) => Slope and distance variables were log or square root transformed to ensure normal distribution
Nolte, C., Agrawal, A., Silvius, K. M., & Soares-Filho, B. S. (2013).	BRAZILIAN AMAZON - World Data base of Protected Areas - Deforestation : 2001-2005 Prodes	- Treatment: protected areas - Unit : 1 km cells - Sampling strategy: They randomly sampled 5% of treatment cells and matched	- Elevation and slope - Seasonal flooding (GlobCover 2005) - Baseline forest Cover

<p>Governance regime and location influence avoided deforestation success of protected areas in the Brazilian Amazon.</p> <p><i>Proceedings of the National Academy of Sciences</i>, 110(13), 4956-4961.</p>	<p>- Gross Forest Cover Loss (GFCL) MODIS</p>	<p>them to a sample of 5% of control cells that (i) had never been protected up to 2010 and (ii) were situated farther than 10 km away from any protected area boundary (to avoid leakage effects)</p> <p>They repeated the process of random sampling and matching 30 times for each protected area and averaged the resulting estimates of observed deforestation and deforestation pressure.</p> <p>- No study of leakage (they limit the risk of leakage error. But they not seek if there is leakage or not)</p> <p>- Matching with replacement. Dropped forest parcels for which no nearest neighbor could be found within 1 SD of each covariate (caliper).</p>	<p>- Distance to forest Edge : the shortest Euclidian distance of a given forest parcel to (i) parcels with less than 25% forest cover (VCF), (ii) rivers, and (iii) major roads (14).</p> <p>- Travel time to major cities</p> <p>- Brazil federal State: have considerable autonomy in devising state-level policies that can influence deforestation</p> <p>- Not include distance to road as a covariate : because ++ rivers and travel time to major cities reflects the road network</p>
<p>Andam, K. S., Ferraro, P. J., Pfaff, A., Sanchez-Azofeifa, G. A., & Robalino, J. A. (2008). Measuring the effectiveness of protected area networks in reducing deforestation. <i>PNAS</i> 105(42), 16089-16094.</p>	<p>COSTA RICA Forest-cover data 1960 to 1997</p>	<p>- Treatment: protected areas</p> <p>- Unit : 3 ha cells</p> <p>- Sampling strategy: random sample of 20,000 cells (3 ha) forested in 1960.</p> <p>- Nearest-neighbor covariate matching using the <i>Mahalanobis distance metric</i>. Matching is with replacement.</p>	<p>- Distance to roads</p> <p>- Distance to the forest edge</p> <p>- Land use capacity : Mild slopes, fertile soils, and humid life</p> <p>- Distance to nearest major city</p> <p>- Extended covariate: distance to railroads and rivers, population density, % of immigrants, educational levels, poverty and size of the administrative district.</p>
<p>Arima, E. Y., Barreto, P., Araújo, E., & Soares-Filho, B. (2014). Public policies can reduce tropical deforestation: Lessons and challenges from Brazil. <i>Land Use Policy</i>, 41, 465-473.</p>	<p>BRAZILIAN AMAZON</p> <p>- PRODES prior the policies (2006-2008)</p> <p>- PRODES after (2009-2011)</p>	<p>- Treatment: Red list Public policy</p> <p>- Unit : Municipality inside (treatment) and outside (control) the "red" list</p> <p>- Difference-in-differences with a pooled dataset for time periods before and after policy implementation in 2008</p> <p><i>Average Treatment Effect on the Treated (ATT)</i></p>	<p>- protected areas within the municipality</p> <p>- rainfall</p> <p>- mean distance to an official road</p> <p>- and mean distance to previous deforested areas</p>

<p>Gaveau, D. L. A., et al. (2012). Examining protected area effectiveness in Sumatra: importance of regulations governing unprotected lands. <i>Conservation Letters</i>, 5(2), 142-148.</p>	<p>SUMATRA</p> <ul style="list-style-type: none"> - Deforestation between 1990 and 2000 => calculation of deforestation rates in each cells - Digitalization of 1990 and 2000 logging trails - land use regulation : protection, production, conversion 	<ul style="list-style-type: none"> - Treatment: protected areas - Unit : 25 km² cells - Propensity score matching Cross-checked propensity score matching results with conventional multiple linear regression 	<p>slope, elevation, distance to forest edge and distance to roads</p>
<p>Rasolofoson, R. A., Ferraro, P. J., Jenkins, C. N., & Jones, J. P. (2015). Effectiveness of Community Forest Management at reducing deforestation in Madagascar. <i>Biological Conservation</i>, 184, 271-277.</p>	<p>MADACASCAR</p> <ul style="list-style-type: none"> - 2000 and 2010 deforestation data - Community Forest Management (CFM) established between 2000 and 2005 (as 2010 is the end of their study period, CFM established before 2000 or after 2005 were excluded = selecting 2000-2005 CFM allows observing at least five years of deforestation impacts post CFM establishment). - CFM varies in their implementation quality but they have no data about it. They only used whether a CFM unit passed the forest department evaluation as an indicator of whether the project was indeed implemented. 	<ul style="list-style-type: none"> - Treatment: Community Forest Management (CFM) - Unit : pixel - Sampling strategy: sample of around 30,000 pixels for all intervention areas in each Analysis (<i>learned from multiple trial analyses</i>). For control areas, sample around 2 to 4 times more pixels: the larger sample size from control areas increases the probability of finding a good match for each treated pixel. - Imposed minimum distance between sample pixels - <i>Mahalanobis covariate matching</i> because it better balances covariates than other matching options. - exact matching on vegetation zones (eastern humid, western deciduous and southern spiny forests) 	<ul style="list-style-type: none"> - measures of agricultural suitability, slope, elevation, distance to recent deforestation (1990–2000), distance to forest edge, distance to a village, distance to an urban center, distance to a road, distance to a cart track, duration of trip to an urban center and population density - Because community characteristics received little consideration in selection of community forests for CFM designation, we did not consider community characteristics as confounding factors
<p>Desbureaux, S., Kere, E. N., & Motel, P. C. (2016). Impact Evaluation in a Landscape: Protected Natural Forests, Anthropized Forested Lands and</p>	<p>MADAGASCAR</p> <ul style="list-style-type: none"> - 3 types of forest cover : natural forest and two classes of degraded forest - census data - Hansen data 	<ul style="list-style-type: none"> - Treatment: protected areas - Unit : pixel of 30 m - Sampling strategy: Random sample of 60 000 pixels of 30m. Drop municipality with less than 50 ha natural forest cover - Multilevel panel regressions and matching techniques - Leakage: analyses deforestation leakages from 	<ul style="list-style-type: none"> - Census data (economic, social and political characteristics) - Average slope and elevation - Average Euclidian distance to nearest road - Municipality : as the determinants of deforestation include not only the location

Deforestation Leakages in Madagascar's Rainforests.		<p>natural rainforests to anthropized forest following the creation of PA in Madagascar.</p> <ul style="list-style-type: none"> - multilevel models because of hierarchical nature of the determinants (individual and municipal) and the existence of contextual effects 	characteristics but also the municipality = contextual effects (Manski, 1993)
Sim K.R.E, 2014. Do protected areas reduce forest fragmentation? A micro- landscape approach	THAILAND Differentiate north and northeast Thailand	<ul style="list-style-type: none"> - Treatment : protected areas - Unit: micro-landscape of 5 km grid (but say that 10 km would be better) - Outcomes : deforestation and fragmentation (micro-landscape metrics) 	Slope, elevation, distance to major city, distance to any road and rail, distance to major river, distance border, ecoregion and waterfall

Tables des figures et tableaux

TABLE DES TABLEAUX

Tableau 1. Définition de la forêt adoptée par les pays du bassin du Congo	52
Tableau 2. Données recensées pour chaque concession forestière de la zone d'étude.....	59
Tableau 3. Superficie forestière et déforestation par pays sur les deux périodes d'après les données nationales de référence en hectares.....	67
Tableau 4. Hypothèses guidant l'analyse des mécanismes causaux	88
Tableau 5. Groupe traité et groupe témoin pour l'analyse comparée des modes de gestion	90
Tableau 6. Hétérogénéité spatiale de la probabilité de déforestation au sein des concessions avec et sans PAF 2000-2005 sur la déforestation en 2010	97
Tableau 7. Impact comparé des différents modes de gestion.....	101

TABLE DES FIGURES

Figure 1. Théorie du changement.....	48
Figure 2. Evolution de la proportion de concessions actives entre 2000 et 2015 par rapport au nombre total de concessions (%)	62
Figure 3. Situation de l'aménagement des concessions entre 2000 et 2015, exprimée en pourcentage du nombre total de concessions actives à chaque date.....	63
Figure 4. Situation de l'aménagement des concessions entre 2000 et 2015, exprimée en pourcentage du total des surfaces forestières en activité à chaque date.....	63
Figure 5. Evolution des taux de déforestation brute par pays entre 1990-2000 et 2000-2010	68
Figure 6. Evolution des taux de déforestation brute entre 1990-2000 et 2000-2010 par mode de gestion forestière dans la zone d'étude.....	69
Figure 7. Evolution du taux de déforestation dans les aires protégées entre 1990-2000 et 2000-2010.....	70
Figure 8. Evolution du taux de déforestation dans les concessions forestières entre 1990-2000 et 2000-2010	70
Figure 9. Evolution du taux de déforestation selon le statut d'aménagement des concessions forestières	72
Figure 10. Evolution de la déforestation selon la certification FSC	73
Figure 11. Caractéristiques d'accessibilité et de population des différentes unités de gestion	78
Figure 12. Caractéristiques environnementales des différentes unités de gestion	78
Figure 13. Caractéristiques d'isolement des concessions selon leur état d'aménagement....	79
Figure 14. Caractéristiques environnementales des concessions selon leur état d'aménagement	80
Figure 15. Définition des groupes traités et témoins pour le test PAF 2000-2005	84

Figure 16. Impact du traitement PAF 2000-2005 : déforestation en hectare dans les concessions traitées et témoins avant et après matching.....	91
Figure 17. Synthèse des résultats pour les trois traitements considérés	95

TABLE DES CARTES

Carte 1. Couverture géographique des différents projets de cartographie	52
Carte 2. Couvert forestier et déforestation pour les périodes 1990 - 2000 et 2000 - 2010 dans la zone étudiée	53
Carte 3. Localisation des unités de gestion au sein de la zone d'étude	61
Carte 4. Localisation des concessions traitées et témoins pour le test PAF 2000-2005	93

TABLE DES ANNEXES

Annexe 1. Spécifications techniques des données de référence pour les 3 dates pivots 1990, 2000 et 2010.....	115
Annexe 2. Carte des concessions selon leur état d'aménagement	117
Annexe 3. Résultats pour les différents traitements avec les données nationales de références.	118
Annexe 4. Résultats pour les différents traitements avec les données du GFC	119
Annexe 5. Résultats en utilisant comme variable résultat les taux de déforestation 2000-2010 par concession.....	120
Annexe 6. Résultats pour le traitement PAF 2000-2005 en effectuant les analyses avec un échantillonnage de points au sein des concessions traitées et contrôles	121
Annexe 7. Résultats des tests de robustesse : test placebo (1990-2000) et DiD	121
Annexe 8. Impact comparé des différents modes de gestion en utilisant les données du GFC pour un taux de couvert forestier de 70 %.	123
Annexe 9. Tableaux d'équilibre des covariables avant et après matching pour les différents tests de l'analyse comparée des modes de gestion.....	124
Annexe 10. Comparaison d'études d'évaluation d'impact des concessions forestières et aires protégées sur la déforestation : données utilisées, unités d'analyses, méthodes et variables contrôlées.....	133