



La gestion durable des forêts tropicales

De l'analyse critique du concept à l'évaluation
environnementale des dispositifs de gestion

Maya LEROY

AgroParisTech

Géraldine DERROIRE

AgroParisTech

Jeremy VENDÉ

AgroParisTech

Tiphaine LEMÉNAGER

AFD

La gestion durable des forêts tropicales

De l'analyse critique du concept à l'évaluation
environnementale des dispositifs de gestion

AUTEURS

Maya LEROY

AgroParisTech

maya.leroy@agroparistech.f

Géraldine DERROIRE

AgroParisTech

afpe6d@bangor.ac.uk

Jeremy VENDÉ

AgroParisTech

vende.jeremy@gmail.com

Tiphaine LEMÉNAGER

Agence Française de Développement, AFD

lemenagert@afd.fr

À Savoir

Créée en 2010 par le département de la Recherche de l'AFD, la collection À Savoir rassemble des revues de littérature ou des états des connaissances sur une question présentant un intérêt opérationnel.

Alimentés par les travaux de recherche et les retours d'expériences des chercheurs et opérateurs de terrain de l'AFD et de ses partenaires, les ouvrages de cette collection sont conçus comme des outils de travail. Ils sont destinés à un public de professionnels, spécialistes du thème ou de la zone concernés.

Retrouvez toutes nos publications sur <http://recherche.afd.fr>

Précédentes publications de la collection (voir page 235).

[Avertissement]

Les analyses et conclusions de ce document sont formulées sous la responsabilité de ses auteurs. Elles ne reflètent pas nécessairement le point de vue de l'AFD ou de ses institutions partenaires.

Directeur de la publication :

Dov ZERAH

Directeur de la rédaction :

Alain HENRY



Conception et réalisation : Ferrari / Corporate – Tél. : 01 42 96 05 50 – J. Rouy / Coquelicot
Imprimée en France par : STIN

Remerciements

Cette étude doit beaucoup à Pierre-Marie Aubert (AgroParisTech) qui a activement participé à certains points de cadrage ainsi qu'aux entretiens réalisés. Les auteurs souhaitent à ce propos remercier l'ensemble des acteurs interviewés au cours de cette étude. Ils remercient également, Guillaume Ernst (AFD), Thierry Liabastre (AFD) et Raphaël Manlay (AgroParisTech) pour leurs commentaires et leur disponibilité ainsi que Laurie Espinosa (stagiaire IEP Bordeaux), et Léa Ménard (indépendante) pour leurs contributions et leurs participations aux entretiens menés.

Résumé	9
Introduction	11
1. La gestion durable des forêts tropicales – Émergence et consécration d’un paradigme dominant	15
1.1. Des modes de gestion des forêts tropicales préexistant au concept de gestion durable	15
1.1.1. Rappel historique	15
1.1.2. L’expansion des concepts de « rendement soutenu » et d’« aménagement forestier »	17
1.1.3. D’autres logiques ?	21
1.2. L’avènement du développement durable et sa déclinaison forestière	23
1.2.1. Le développement durable, émergence d’un paradigme	23
1.2.2. La place des forêts tropicales dans les questions de développement durable	25
2. La gestion durable des forêts et son institutionnalisation réglementaire	33
2.1. L’influence des négociations internationales sur les politiques nationales forestières tropicales	33
2.1.1. L’échec du PAFT	34
2.1.2. Du PAFT aux PFN	35
2.1.3. Le Forum des Nations unies sur les forêts (FNUF)	38
2.1.4. La prise en compte des forêts par les conventions-cadres internationales d’environnement	38
2.2. La dynamique de production juridique sur les forêts dans les pays tropicaux	39
2.2.1. Diagnostic général	48
2.2.2. Des différences régionales	53
2.3. Analyse du contenu des politiques forestières	56
2.3.1. Quelle référence à la gestion durable des forêts ?	56
2.3.2. L’héritage des anciennes juridictions forestières	61
2.4. Vers une meilleure application des lois : le contrôle de la légalité	68
2.4.1. Le programme d’action du G8 sur les forêts	69
2.4.2. L’initiative du FLEG	69
2.4.3. Le Lacey Act	70
2.4.4. Le plan d’action FLEGT	70

3. La gestion durable des forêts : panorama des dispositifs de gestion promus	73
3.1. Des dispositifs visant à améliorer l'exploitation forestière	74
3.1.1. L'aménagement forestier durable	75
3.1.2. L'exploitation à faible impact	83
3.1.3. L'intensification sylvicole	85
3.1.4. Les PC&I de la gestion durable des forêts et les initiatives de certification forestière	86
3.2. Des dispositifs visant à améliorer le stockage de carbone	96
3.2.1. L'émergence des marchés carbone : marché de conformité et marchés volontaires	96
3.2.2. La prise en compte progressive de la thématique forestière dans les négociations climat	97
3.2.3. Le MDP forestier	99
3.2.4. Le mécanisme REDD+ en vue de l'après Kyoto	101
3.2.5. Les projets forestiers sur le marché volontaire	104
3.3. Des dispositifs visant à accroître la participation	105
3.3.1. La gestion conjointe des forêts en Inde	107
3.3.2. La foresterie communautaire au Mexique	108
3.3.3. Les forêts communales au Cameroun	110
4. Quelle prise en charge des enjeux environnementaux par la gestion durable des forêts ?	115
4.1. La place des forêts tropicales dans le monde	115
4.1.1. L'aménagement forestier durable	116
4.1.2. Un rythme alarmant de déforestation	119
4.1.3. Des forêts fortement dégradées	122
4.1.4. Des menaces directes et indirectes	122
4.2. Les préoccupations environnementales dans la littérature scientifique dédiée à la gestion durable des forêts	125
4.2.1. Quelle évolution ?	125
4.2.2. Quelle place pour la conservation et la biodiversité ?	127
4.3. Quelle prise en charge des enjeux environnementaux par les politiques forestières en zone tropicale ?	131
4.3.1. L'amélioration des normes environnementales dans les politiques forestières	131
4.3.2. Critiques et déterminants d'une prise en charge limitée des enjeux environnementaux	137

4.4. Quelle prise en charge des enjeux environnementaux dans les dispositifs de gestion ?	148
4.4.1. Les dispositifs visant l'amélioration de l'exploitation du bois : quelle efficacité environnementale ?	148
4.4.2. Les dispositifs d'amélioration du stockage de carbone : quelle efficacité environnementale ?	154
4.4.3. Les dispositifs favorisant l'implication des populations locales : quelle efficacité environnementale ?	158
4.5. Quels processus formels d'évaluation environnementale des dispositifs de gestion durable des forêts ?	161
4.5.1. Peu d'évaluations environnementales dans le secteur forestier	161
4.5.2. Quelle portée évaluative des dispositifs de GDF ?	163
Conclusion	173
Annexes	179
1. Cadre juridique et institutionnel dans les pays tropicaux	179
2. Cadre juridique de l'étude d'impact environnemental	182
3. Méthodologie	187
4. Liste des organisations rencontrées au cours des entretiens	192
Liste des sigles et abréviations	195
Bibliographie	201

Résumé

La gestion durable des forêts (GDF) s'est instituée comme le paradigme dominant en matière de gestion des espaces forestiers. Elle est présentée, notamment en zone tropicale, comme seule capable de répondre efficacement à l'urgence environnementale de la fin du XX^e siècle. Toutefois, peu de travaux ont cherché à dresser un bilan de la façon dont la GDF a effectivement pris en charge ces enjeux environnementaux *via* les multiples dispositifs qu'elle met en œuvre depuis plus de 20 ans. L'état actuel des forêts tropicales, ainsi que le rythme toujours aussi alarmant de leur déforestation et de leur dégradation, renforcent la légitimité de cette interrogation.

Sur la base d'une approche théorique en sciences de gestion, d'une méthodologie rigoureuse s'appuyant sur l'analyse bibliométrique de plus de 2 500 références et sur une quarantaine d'entretiens menés auprès d'acteurs clés de la GDF, cet ouvrage apporte un éclairage analytique original sur le concept de GDF et sa dimension environnementale.

Ce concept s'est répandu de manière concomitante à celui de développement durable au début des années 1990. Héritant de pratiques passées, il s'est peu à peu institutionnalisé d'un point de vue réglementaire dans les pays tropicaux notamment sous l'influence de négociations et d'instances internationales.

Parallèlement à cette dynamique réglementaire, le concept de GDF a peu à peu été traduit en divers dispositifs de gestion qui, aujourd'hui encore, sont en évolution. Nous montrons qu'ils peuvent être classés selon trois grandes catégories en fonction des objectifs prioritaires qu'ils se fixent : (i) améliorer l'exploitation forestière, (ii) valoriser le stockage du carbone et (iii) accroître l'implication des populations locales. Derrière une apparente polysémie du concept de GDF, l'analyse menée a permis de constater que ces dispositifs ont pour point commun le fait qu'ils s'appuient majoritairement sur une régulation par le marché ou par la contractualisation entre les parties prenantes, au sein de laquelle le rôle d'appui technique de l'État s'est peu à peu effacé de manière à se concentrer sur l'encadrement juridique nécessaire à la mise en œuvre des dispositifs promus.

D'un point de vue environnemental, et sous l'impulsion de la GDF, quelques améliorations ont été apportées aux juridictions forestières des pays tropicaux forestiers. Néanmoins, diverses critiques, souvent interdépendantes les unes des autres, sont formulées sur la capacité réelle de ces dispositifs juridiques à répondre effectivement

aux enjeux environnementaux. Concernant les dispositifs de gestion présentés, ils constituent les principales réponses opérationnelles apportées par la GDF face à la crise environnementale forestière observée. S'ils tendent à s'hybrider sur le terrain afin de mieux intégrer les trois piliers du développement durable, la dimension économique (prioritairement la rentabilité de l'exploitation forestière) demeure leur enjeu central. Ils sont globalement, et avant tout, menés selon une logique d'internalisation des externalités, l'objectif étant d'intégrer les contraintes environnementales et sociales à l'économie du secteur forestier.

Concernant plus spécifiquement la conservation de la biodiversité, il est apparu que la littérature dédiée à la GDF l'abordait de manière très orientée, essentiellement en termes de conservation d'un couvert forestier et d'espèces commercialisables. Elle reste en cela « l'oubliée » de la GDF bien que les problèmes de biodiversité soient au cœur des enjeux des écosystèmes forestiers tropicaux, et qu'ils aient été assez systématiquement mis en avant depuis plus de 20 ans.

Outre ces conclusions, un nombre important de publications est consacré aux évaluations environnementales et aux enjeux de leur mise en œuvre dans des régions aux écosystèmes remarquables, telles que les forêts tropicales. Toutefois, l'application de cette démarche aux activités forestières à proprement parler n'a pour l'instant suscité qu'un intérêt limité, ce qui sous-tend l'idée selon laquelle les dispositifs gestionnaires déjà existants sont par construction « durables » et « verts » et ne nécessitent donc pas la mise en œuvre d'une démarche évaluative d'un point de vue environnemental. De plus, le problème est très souvent ramené à un problème de « gouvernance » du secteur forestier, et non à un problème de nature des dispositifs de gestion proposés ou de niveau de performance environnementale fixé. Très peu de mesures sont donc prises pour vérifier que la GDF est effective et efficace.

Pour conclure, les tensions semblent donc se maintenir à ce jour, entre une GDF tropicales avant tout centrée sur l'exploitation forestière, et un secteur de la conservation qui continue à être perçu comme potentiellement bloquant le développement de cette filière. Dans un tel contexte, la prise en charge des enjeux environnementaux s'avère être traitée de façon marginale au regard des enjeux économiques. Il semble qu'elle pourrait être fortement améliorée par la mise en œuvre d'évaluations environnementales stratégiques du secteur forestier, par une meilleure articulation des connaissances du secteur forestier et du secteur de la conservation et, enfin, par un dialogue intersectoriel systématique entre le secteur forestier et le reste des secteurs exerçant une pression sur les forêts (agricole, minier, infrastructure). Il est en effet peu réaliste de croire que le secteur forestier pourra, à lui seul, assurer une GDF qui soit effective d'un point de vue environnemental.

Introduction

Contexte et objectif

Durable : c'est ainsi qu'est qualifiée la gestion des forêts tropicales depuis une vingtaine d'années. C'est, du moins, l'objectif qui a été officiellement adopté par la communauté internationale lors du Sommet de Rio en 1992, soulignant que « *les ressources et les terres forestières doivent être gérées d'une façon écologiquement viable afin de répondre aux besoins sociaux, économiques, écologiques, culturels et spirituels des générations actuelles et futures* » (Nations unies, 1992b). Consacrée depuis comme l'approche dominante en matière de gestion de ces écosystèmes, notamment dans les pays tropicaux, la gestion durable des forêts (GDF), censée concilier des enjeux économiques, environnementaux et sociaux, est aujourd'hui mobilisée à toutes les échelles spatiales et par l'ensemble des acteurs concernés. Il n'est plus un projet, un programme, une décision liée aux forêts et aux espaces qu'elles occupent qui ne soit élaboré sans y faire référence.

Pourtant, au cours de ces vingt dernières années, les forêts, et plus encore les forêts tropicales, ont continué à être soumises à d'intenses pressions engendrant un rythme de déforestation qualifié d'« *alarmant* » par l'Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture (Food and Agriculture Organisation, FAO). Sur la période 2000-2010, le taux brut moyen de déforestation a ainsi été de 13 millions d'hectares (ha) par an pour une surface forestière mondiale d'environ 4 milliards (Md) ha (FAO, 2011). En ce qui concerne plus spécifiquement les forêts tropicales, qui couvrent quelques 2 Md ha, la FAO a évalué le rythme de déforestation nette à 5,4 millions ha/an^[1], l'Amazonie ayant la plus forte perte nette (environ 3,6 millions ha/an sur la période 2000-2010), suivi par l'Asie du Sud Est (1 million ha/an) et le Bassin du Congo (700 000 ha/an ; FAO et OIBT, 2011). Cette déforestation, à laquelle il faut ajouter le phénomène également important de dégradation des forêts tropicales, entraîne une érosion majeure de biens et services environnementaux (biodiversité, lutte contre le changement climatique, régulation de l'approvisionnement en eau, etc.)

[1] La FAO ne donne des chiffres de déforestation brute que pour l'ensemble de la superficie forestière mondiale. Les chiffres de déforestation nette donnés pour les bassins tropicaux représentent « *la somme de tous les changements négatifs dus à la déforestation et aux catastrophes naturelles, et de tous les changements positifs imputables au boisement et à l'expansion naturelle des forêts* » (FAO, 2011). Ils masquent donc le fait que les chiffres de déforestation brute sont ici en partie compensés par les surfaces de plantations forestières en augmentation sur ces trois bassins depuis 1990.

qui met en péril la durabilité de ces écosystèmes et, par conséquent, l'ensemble des services économiques et sociaux qui lui sont associés à court, moyen et long termes.

Face à un tel constat, plusieurs travaux ont souligné la faiblesse du concept de GDF, son caractère polysémique, sa déclinaison sous de trop nombreuses approches, son objectif irréaliste et sa difficulté de mise en œuvre, en particulier dans les pays du Sud (Nasi et Frost, 2009). Mais aucune analyse approfondie n'a néanmoins cherché à établir diagnostic complet de la façon dont ce concept est décliné et de sa contribution effective à la prise en charge des enjeux environnementaux forestiers en zone tropicale.

Qu'est ce que la GDF ? D'où vient-elle ? Comment se matérialise concrètement ce concept sur le terrain, dans les législations des pays tropicaux concernés et dans les dispositifs et pratiques mis en œuvre ? Dans quelle mesure permet-il de prendre en charge les enjeux environnementaux auxquels sont confrontées les forêts tropicales ? Comment est-il aujourd'hui évalué ? Telles sont les questions auxquelles souhaite répondre cet ouvrage pour livrer à la fois une connaissance approfondie du concept de GDF et de sa mise en œuvre – en particulier en milieu tropical – mais aussi une lecture stratégique de son portage environnemental au regard de sa large diffusion dans le secteur du développement.

Approche et méthodologie

Cet ouvrage résulte d'un travail de recherche en sciences de gestion mené de janvier 2011 à avril 2012 par le groupe de formation et de recherche Gestion environnementale des écosystèmes et forêts tropicales (GEEFT) d'AgroParisTech, et la division Recherche économique et sociale de l'Agence Française de Développement (AFD).

La mise à l'agenda du concept de GDF, la construction et la diffusion des normes qu'il soutient et qui président à l'établissement de systèmes de pilotages à toutes échelles (internationale, nationale et locale), la mise en lisibilité des dispositifs de gestion qu'il contribue à mettre en œuvre sur le terrain, et leur efficacité, constituent globalement un objet d'étude se situant au cœur des sciences de gestion ; c'est la ligne directrice de cette recherche.

Si les sciences de gestion ont souvent une visée prescriptive, proposant des modèles techniques ou des instruments de gestion (généralement pour accroître les performances économiques et financières des organisations), ce n'est pas l'objectif poursuivi ici. Notre approche s'inscrit dans un courant de pensée critique en sciences de gestion (Grey et Willmott, 2005 ; Golsorkhi *et al.*, 2009 ; Palpacuer *et al.*, 2010 ; Taskin et de

Nanteuil, 2011) qui questionne d'abord la nature et les finalités des processus gestionnaires, et leurs responsabilités effectives, en particulier dans leurs dimensions sociales et environnementales (Palpacuer *et al.*, 2010).

Nous avons donc cherché à interroger les finalités attribuées au concept et aux dispositifs de GDF, à les rendre lisibles aussi bien dans leur dimensions idéologiques et théoriques que dans leur dimensions pratiques, ce qui oblige à clarifier les doctrines gestionnaires souvent implicites, à expliciter leurs effets, et finalement à réinterroger les choix opérés. Une telle démarche s'avère aujourd'hui nécessaire, tant l'ambiguïté entre les pratiques concrètement adoptées et mises en œuvre sous couvert de GDF et la rhétorique développée à son propos, rend difficile la lecture des systèmes d'action en place.

Comprendre la situation de gestion des forêts tropicales aujourd'hui, implique de suivre les multiples pistes qui l'ont construite. Leur description repose sur un travail qui consiste à déconstruire cette situation de gestion existante à partir du traitement de matériaux hétérogènes et nombreux. Comme le souligne Barbier (1998), « *on se trouve ainsi dépendant des imprimés et de leur analyse documentaire d'une part, et de la mémoire des acteurs mobilisée au cours de l'entretien sociologique d'autre part* ». L'étude s'est par conséquent appuyée sur une méthodologie rigoureuse et spécifique qu'il convient de présenter succinctement afin de bien cerner l'origine et la teneur de l'analyse présentée par la suite :

Revue bibliographique et analyse documentaire (cf. détails en annexe 3).

Une vaste revue bibliographique a été menée sur le thème de la GDF passant en revue un peu plus de 2 500 références issues de textes académiques, de la littérature grise et de textes de lois :

- les textes académiques ont permis de prendre la mesure des débats, des prises de position et controverses qui se déploient dans le monde scientifique ;
- la littérature grise, généralement à destination des politiques et des gestionnaires, et parfois du public, a permis d'identifier plus précisément les dispositifs de gestion mis en œuvre, les stratégies d'acteurs, ainsi que les débats ayant lieu dans les forums traitant de la GDF ou des politiques publiques forestières ;
- les textes de lois ont permis quant à eux de comprendre la diffusion des normes et la structuration réglementaire de la GDF dans les pays tropicaux.

En complément de cette recherche systématique se sont ajoutées plus de 250 références supplémentaires utiles pour la compréhension de la thématique dans son ensemble.

Plusieurs analyses lexicométriques ont alors pu être menées. Elles ont permis de dégager au sein de chaque corpus des tendances dans l'utilisation d'un certain nombre d'éléments lexicaux, que ce soit dans l'intégralité des textes ou dans les notices bibliographiques (pour les textes scientifiques). Ces tendances ont pu être mises en lien avec le type d'acteurs qui les portent, les pays dont elles émanent, les revues scientifiques qui les publient et les dates auxquelles elles se sont développées. Notons que l'emploi par un auteur d'un certain vocabulaire lié à un concept ne signifie pas nécessairement qu'il y adhère ce qui peut créer des biais d'interprétation (Hautdidier, 2007). Pour éviter ces biais, ces analyses lexicométriques ont constitué une première phase de travail complétée par une lecture approfondie des références rassemblées.

Entretiens auprès des acteurs de la GDF (cf. annexe 4)

Une série d'entretiens semi-directifs a permis de préciser les pratiques concrètement mises en œuvre de manière à les confronter à la législation et aux débats portés dans les sphères scientifiques et politiques, identifiés par notre analyse bibliographique. Une quarantaine d'entretiens a ainsi été menée auprès d'acteurs clés de la gestion des forêts tropicales et de l'évaluation, appartenant à différents types d'institutions (organisations intergouvernementales, organisations non gouvernementales [ONG], gestionnaires, industriels, bailleurs, bureaux d'études et d'audits, chercheurs) principalement francophones.

Cet ouvrage est organisé selon quatre parties qui ont constitué nos axes d'investigation. La première permet au lecteur d'appréhender d'un point de vue historique et technique l'émergence et le succès du concept de GDF. Les deuxième et troisième parties lui proposent de prendre concrètement connaissance de l'opérationnalisation de ce concept en zone tropicale en s'intéressant tout d'abord à la manière dont il a été traduit et s'est diffusé d'un point de vue réglementaire (partie 2) puis aux diverses déclinaisons gestionnaires auxquelles il a donné lieu dans les pays concernés (partie 3). À partir de ces divers éléments, la quatrième partie livre une analyse stratégique (Mermet *et al.*, 2005 et 2010) de la prise en charge des enjeux environnementaux effectivement mis en œuvre sous couvert de GDF.

1. La gestion durable des forêts tropicales – Émergence et consécration d'un paradigme dominant

L'analyse documentaire que nous avons menée montre que le terme de gestion durable des forêts (GDF) a fait son apparition dans la littérature scientifique en 1990. Consacré sur la scène publique lors du Sommet de la Terre qui s'est tenu à Rio en 1992, il s'est fortement imposé depuis jusqu'à être utilisé de manière systématique, de l'échelle la plus locale à l'internationale, par une très grande diversité d'acteurs (Shvidenko *et al.*, 2005). Comme nous le verrons par la suite, il se décline selon plusieurs approches et s'est progressivement instauré comme « le » modèle de gestion des écosystèmes forestiers tropicaux. Les pratiques mises en œuvre sous ce vocable ne datent pour autant pas des années 1990 : elles se sont fortement inspirées des différents modèles gestionnaires déjà utilisés et doivent donc être partiellement appréhendées comme héritage de pratiques préexistantes.

1.1. Des modes de gestion des forêts tropicales préexistant au concept de gestion durable

L'influence coloniale a beaucoup orienté les modèles de gestion des forêts adoptés dans les pays tropicaux aussi bien dans leur dimension technique que managériale. Certains principes « importés » ont fortement marqué ces modèles tels que le principe de « rendement soutenu » ou bien encore celui d'« aménagement forestier ». Répandus mais critiqués, ces derniers ont néanmoins aussi laissé peu à peu de l'espace à d'autres logiques. C'est l'ensemble de ces évolutions qui a participé à la naissance à la GDF.

1.1.1. Rappel historique

L'époque coloniale (avant les années 1960)

La forêt tropicale a toujours fait l'objet de prélèvements par les populations locales, pour des usages diversifiés (construction, énergie, besoins alimentaires humain et animal,

pharmacopée, etc.). Toutefois, le prélèvement des ressources ligneuses tropicales à des fins commerciales n'a démarré que tardivement dans les pays du Sud, notamment sous l'impulsion de grandes compagnies industrielles sous l'égide de la colonisation, principalement dans les bassins asiatique et africain (Lanly, 1992 ; Williams, 2006 ; Ezzine de Blas et Ruiz Pérez, 2008). En Asie, et plus particulièrement en Inde, les premières formes d'exploitation à grande échelle remontent ainsi aux années 1850 lorsque l'empire britannique installa de gigantesques plantations de teck sur l'ensemble du territoire (Williams, *ibid.*), une technique qui s'étendit ensuite aux pays voisins colonisés par l'empire. En Afrique, la gestion des forêts, en tant que processus organisé et planifié d'exploitation, remonte à la première moitié du XIX^e siècle, principalement dans les pays d'Afrique de l'Ouest (Ezzine de Blas et Ruiz Pérez, *ibid.*), les pays d'Afrique centrale restant très mal documentés (Williams, *ibid.*).

Dans ces géographies (Asie et Afrique), les principes de l'exploitation forestière ont été largement soutenus par un corpus idéologique en provenance d'Europe (France et Allemagne) et par l'influence des pays occidentaux au sein de leurs colonies (Clément, 1997 ; Guillard, 1999). Ce phénomène s'est traduit par l'application en zone tropicale de modèles de gestion utilisés alors pour les écosystèmes tempérés, et donnant à l'État des responsabilités et un pouvoir de décision importants (Peyron et Maheut, 1999).

Au cours de la première moitié du XX^e siècle, les autorités coloniales se sont alors concentrées sur (i) la construction d'un corps techniciste forestier (création des services forestiers coloniaux, développement de l'enseignement des sciences forestières et des services de recherche) ; (ii) la délimitation des domaines forestiers en assurant l'accès aux ressources et leur contrôle par l'État (Buttoud, 2001b) ; (iii) le développement et l'utilisation des technologies forestières et des pratiques d'exploitation (mise en place des premières plantations et prise en considération de la régénération naturelle).

Les besoins en bois des puissances coloniales (développement industriel, besoins des machines à vapeur, grandes guerres), la transformation des espaces boisés pour le développement de cultures commerciales, et globalement le faible contrôle de l'exploitation forestière (si ce n'est l'absence de réglementation) ont facilité à cette époque un processus d'extraction de bois de type « minier » ne se souciant le plus souvent pas du renouvellement de la ressource des forêts tropicales. Toutefois, cette extraction est restée longtemps cantonnée aux zones côtières du littoral et aux fleuves, alimentant plus aisément le commerce des pays colonisateurs. Le système de gestion forestière colonial à cette époque visait en effet essentiellement la fourniture de matières premières à bas prix pour les industries, les marchés, et le développement socioéconomique de ces pays (Guéneau, 2011).

Même si la littérature concernant le continent sud-américain a été partiellement écartée de l'analyse, il convient de rappeler que des pays, comme le Brésil, ont aussi massivement contribué à l'exploitation des massifs forestiers vers le début des années 1850 pour le développement de leur économie nationale et la recherche de nouveaux territoires dans le cadre du développement de l'agriculture (Williams, 2006).

Après les indépendances (et jusqu'aux années 1990)

Le processus de décolonisation initié au début des années 1950 (en Afrique et Asie principalement), associé à une pression démographique grandissante, a donné lieu à une demande croissante en nouvelles terres agricoles. Le défrichement des forêts s'est alors accéléré, entraînant une forte perte du couvert forestier tropical et la fragmentation des espaces naturels correspondants (Guéneau, *ibid.*). À ceci s'est ajouté une forte demande de bois de feu qui a parfois conduit à la disparition totale de larges zones forestières dans les régions les plus fragiles (Lanly, 1992).

Avec la construction des nouveaux États, sont nées les premières institutions nationales gestionnaires prises en charge par du personnel national (administration des eaux et forêts, ministères en charge des questions agricoles et industrielles, etc.). Le marché mondial des bois tropicaux, en plein essor au début des années 1960, a favorisé la perspective, pour certains de ces pays, d'un développement économique qui pourrait se baser, en partie, sur l'accroissement de leur production forestière (Wiersum, 1995). L'exploitation s'est alors intensifiée, dépassant les seules zones côtières et fluviales, en s'appuyant sur une série d'innovations technologiques comme la mécanisation de la production et le développement des structures de transformation (Dupuy, 1996). Ce processus a abouti à une industrialisation à grande échelle du secteur forestier (Buttoud, *ibid.*). C'est ainsi au cours de la seconde moitié du XX^e siècle que l'idée d'une gestion productive des forêts s'est réellement forgée avec la mise en place d'une sylviculture tropicale (Lanly, *ibid.* ; Kammesheidt *et al.*, 2001a).

1.1.2. L'expansion des concepts de « rendement soutenu » et d'« aménagement forestier »

Le concept central de la foresterie, à savoir le développement et l'optimisation de la croissance des arbres sur pied pour l'extraction de produits ligneux, est issu de la sylviculture (cf. encadré 1). Il a donné lieu au cours de l'histoire à des déclinaisons diverses parmi lesquelles on peut citer la gestion forestière à « rendement soutenu » et le principe d'« aménagement forestier » développés bien avant les années 1990.

Encadré 1 Aux origines de la sylviculture

La sylviculture renvoie à l'utilisation de techniques fondées sur des bases scientifiques biologiques visant à contrôler et à guider le développement des forêts de manière rationnelle afin de conserver et d'améliorer la capacité de reproduction naturelle des ressources ligneuses (Schütz, 1990).

En dehors des facteurs biogéographiques, l'histoire et l'évolution des forêts sont intimement liées au développement de l'agriculture. Dès le néolithique, les forêts ont été utilisées comme lieu de chasse, puis de pâturage extensif pour enfin permettre de répondre aux besoins de la sédentarisation des populations (bois de feu, construction, fourrage) (Schütz, *ibid.*; Lanier *et al.*, 1994). On trouve des traces de sylviculture en Chine, où elle se développe dès 8 000 ans avant J.C., alors que de vastes déboisements sont organisés dans une grande partie du territoire. Des documents anciens nous apprennent que la sylviculture était une science suffisamment reconnue pour qu'en 221 avant J.C., l'empereur Qin Shi Huang fasse exceptions des seuls livres traitant de médecine, d'agriculture et de sylviculture lorsqu'il ordonna la disparition de tous les ouvrages indésirables (Jun-Yu et Shi Can, 1979).

Toutefois, les ouvrages et recueils techniques traitant de la sylviculture restent très fragmentaires jusqu'au XVIII^e siècle et de grands pans historiques restent aujourd'hui encore dans l'ombre ; seules persistent des expériences empiriques (Lanier *et al.*, *ibid.*).

Les pères fondateurs de la sylviculture comme science académique viennent d'Europe. Le premier, Henri Louis Duhamel du Monceau (1700-1782) publie un ouvrage en 1764 sur l'exploitation des bois, qui fera référence (Lanier *et al.*, *ibid.*). La sylviculture moderne naît en Prusse, grâce aux travaux de Georg Ludwig Hartig (1764-1837) et Heinrich Cotta (1763-1844). Ils furent à l'initiative de la création des écoles de sylviculture en Prusse et formeront de nombreux étudiants étrangers (russe, suisses, autrichiens, espagnols), et notamment des Français, comme Bernard Lorentz (1775-1865), qui fonderont l'École royale forestière de Nancy en 1824. Le terme « sylviculture » est employé pour la première fois par Cotta dans son ouvrage le plus célèbre : *Instruction à la sylviculture* (1817). Dès ces premiers enseignements, la sylviculture, en tant que discipline scientifique, va se diffuser en Europe en empruntant divers courants. Ainsi, la sylviculture française commencera à s'affranchir des idées allemandes avec les apports de Gustave Bagnérès (1825-1881) et Charles Broillard (1831-1910) et d'Adolphe Parade (1802-1864) pour s'adapter au contexte des futaies de feuillus. La sylviculture suisse s'orientera, elle, vers un traitement plus proche de la nature sous l'influence de Arnold Engler (1869-1923) (Schütz, *ibid.*).

Aujourd'hui, la sylviculture peut-être considérée à juste titre comme une discipline d'application des sciences écologiques forestières (Schütz, *ibid.*).

Source : NACSO.

La logique de rendement soutenu

L'application de la doctrine de « rendement soutenu » à la gestion forestière a illustré la volonté de maintenir, et si possible accroître, le potentiel productif d'une unité forestière donnée en bois ou biomasse ligneuse, tout en assurant l'approvisionnement à long terme de cette ressource (Wiersum, 1995).

La gestion forestière dite « à rendement soutenu » (ou *sustainable yield*, en anglais), défend l'hypothèse selon laquelle les domaines forestiers et les ressources ligneuses peuvent être exploités durablement lorsque que l'on influe positivement sur la régénération naturelle. Selon cette idée, les forêts exploitées peuvent être « régénérées » par une intervention directe visant à accroître leurs potentialités de croissance (plantations, améliorations), ou naturellement, dans un laps de temps approprié pour renouveler l'extraction. Il est alors estimé que les écosystèmes sont suffisamment résilients vis-à-vis des impacts négatifs d'une exploitation conventionnelle. Ces affirmations ont notamment été soutenues par l'observation de forêts se régénérant et persistant dans des cas, périodiques, parfois sévères, de perturbations naturelles (Spears, 1999). Cette démarche soutient donc le fait que les écosystèmes forestiers peuvent être gérés comme n'importe quelle autre entreprise industrielle, et que la nature peut être modelée pour s'adapter au paradigme d'industrialisation et de commercialisation (Guéneau, 2011). Ses défenseurs estiment, de plus, qu'elle fournit un habitat convenable pour la faune sauvage avec des conséquences négligeables sur les environnements aquatiques (rivières, bassins versants) (Spears, *ibid.*).

Quelques forêts tempérées ont été et continuent d'être exploitées selon cette vision (Japon, Scandinavie et Europe centrale). Cette vision a, par ailleurs, largement participé aux pratiques de gestion forestière en milieu tropical à partir des années 1980 (Wiersum, *ibid.* ; Wang, 2004 ; Luckert et Williamson, 2005). On considère d'ailleurs que l'introduction du rendement soutenu dans les tropiques a nettement amélioré les pratiques d'exploitation mises en œuvre dans ces zones, jusqu'alors purement « minières ».

Néanmoins, de nombreuses preuves se sont accumulées en zone tropicale pour réfuter cette soi disant amélioration (Nasi et Frost, 2009). Des difficultés croissantes dans la mise en place de cette logique au sein des écosystèmes tropicaux ont en effet été causées par (i) la complexité intrinsèque des écosystèmes ; (ii) la période plus longue nécessaire au renouvellement de la ressource ligneuse ; (iii) l'utilisation de techniques d'extraction inadaptées ; (iv) les pressions engendrées par le développement des plantations commerciales ; (v) l'impact de l'agriculture itinérante et (vi) les pressions (Spears, *ibid.*). Par ailleurs, de nombreuses critiques ont souligné les impacts négatifs de l'exploitation de la ressource ligneuse sur d'autres composantes de

ces écosystèmes (FAO, 2001b ; Wang, *ibid.*). Bien que recherchant une production maintenue sur le long terme, le rendement soutenu, qui ne vise que la ressource bois, a en effet conduit à ignorer l'ensemble des autres produits forestiers susceptibles d'être valorisés, et qui nécessitent plus de protection (Luckert et Williamson, *ibid.*). La logique de rendement soutenu s'est donc traduite par la mise en œuvre d'une exploitation à visée commerciale et industrielle sans prise en compte globale des aspects environnementaux et sociaux (Eba'a Atyi, 2001).

L'ensemble des expériences ratées en milieu tropical et le flot de critiques scientifiques de la fin des années 1980 ont progressivement ébranlé les convictions autour du paradigme de gestion forestière à rendement soutenu (Lanly, 1992 ; Wiersum, *ibid.*; Eba'a Atyi, *ibid.*; Wang, *ibid.*; Nasi et Frost, *ibid.*). L'idée d'une production durable de multiples biens et services (*multiple-use forestry*) a alors participé à l'avènement du concept de GDF (*Sustainable Forest Management*).

La place de l' « école française » : le concept d'aménagement forestier

Le concept d'aménagement forestier est également basé sur la recherche d'une pérennisation de la production forestière, mais il s'appuie sur un processus de planification qui vise à « régler les coupes » (Guillard, 1999). Il s'agit d'« imiter la nature, hâter son œuvre », selon l'expression consacrée chez les forestiers (Lanly, 1999). Ce concept semble être né en France au cours de l'ancien régime (Boutefeu, 2005). Avec l'ordonnance de Colbert, en 1669 qui a régi l'exploitation des forêts françaises jusqu'à la révolution, il est progressivement devenu une référence. L'administration des Eaux et Forêts, nouvellement établie après 1789, a activement participé à son développement et à sa diffusion jusqu'à la fin du XX^e siècle, en Europe et *de facto* dans les forêts tempérées. Un cadre d'opérationnalisation, avec un ensemble de techniques, un corpus de savoirs scientifiques en sciences forestières et une logique fondée sur le développement économique ont peu à peu forgé cette doctrine visant avant tout la planification des coupes forestières.

Vers la fin du XX^e siècle, les écoles forestières françaises, allemandes puis anglaises ont conduit à son application aux autres écosystèmes forestiers comme les zones sèches, les forêts de montagnes, les zones boréales, et les zones tropicales. Cette diffusion a été facilitée par la formation active d'un corps de techniciens et d'ingénieurs appelés à perpétuer ces pratiques et modes de pensée, y compris dans les colonies, où les questions de gestion de l'exploitation forestière commençaient à prendre de l'ampleur. La logique d'aménagement forestier a donc naturellement accompagné les processus de gestion forestière en Afrique et en Asie sous l'influence française et anglo-saxonne, tout au long du XX^e siècle.

L'extension des zones forestières exploitées au cours du XX^e siècle et le manque de connaissances scientifiques sur la spécificité des écosystèmes tropicaux, ont nourri à cette époque l'illusion d'une ressource immensément riche et inépuisable (Guillard, *ibid.*). Mais le concept d'aménagement forestier dit « à la française » s'est heurté à diverses limites dans sa mise en œuvre en zone tropicale (particulièrement en Afrique) et a peu à peu donné naissance à la notion d'aménagement forestier durable sur laquelle nous reviendrons dans la deuxième partie de cet ouvrage. Toutefois, il est nécessaire de souligner ici que les modèles de gestion forestière à rendement soutenu ou d'aménagement forestier, n'ont pas été abandonnés pour autant et continuent d'être employés, parfois à grande échelle, dans les bassins tropicaux (Peyron et Maheut, 1999 ; Guéneau, 2011). Outre ces principaux modèles, d'autres logiques sont progressivement apparues.

1.1.3. D'autres logiques ?

La fin des années 1980 a en effet vu émerger certains mouvements critiques qui ont donné naissance à quelques modèles de gestion censés dépasser l'exploitation conventionnelle de la forêt tels que notamment les pratiques de certification et de gestion participative des forêts (Nasi et Frost, 2009).

Initiatives de la société civile et du secteur forestier : une maturation des idées vers l'écocertification

Les premières initiatives de certification ont ainsi émergé avant la consécration du terme de GDF dans le contexte de boycott des bois tropicaux et des discussions pré Rio. À titre d'exemple, vers le milieu des années 1980, l'ONG Friends of the Earth a publié un guide de bonne utilisation du bois (*Good Wood Guide*) classant les entreprises en fonction de leur responsabilité vis-à-vis de l'exploitation des forêts (Guéneau, *ibid.*). Ce dernier a déclenché diverses réflexions conduisant à la mise en œuvre, en 1990, de Smart Wood, programme pionnier de certification lancé par l'ONG Rainforest Alliance, qui cherchait alors à développer une certification permettant d'identifier les produits ligneux extraits de forêts bien gérées (Tsayem Demaze, 2008).

Vers une gestion participative des forêts

La dimension participative des populations locales semble aujourd'hui incontournable lorsque l'on aborde le thème de la gestion forestière. Toutefois, Smouts (2001) souligne que ces considérations ont mis un certain temps à s'imposer, souffrant d'une rivalité idéologique profonde entre d'une part des « conservationnistes » qui critiquaient l'impact potentiel des populations sur la nature et prônaient une conservation des

forêts excluant toute activité humaine (Devall et Sessions, 1985) et, d'autre part, ceux qui militaient pour la prise en compte des usages des forêts par les populations locales qui en dépendent. Les exploitants forestiers, qui considéraient les populations locales comme un obstacle à leur activité d'exploitation, portaient paradoxalement, sur cette question, le même discours que les « conservationnistes ».

C'est dans la mouvance des années 1970 et de l'écodéveloppement proposé par Sachs (1980) que ces considérations ont néanmoins pris de l'ampleur, portées notamment par certaines ONG qui commençaient à défendre, de manière très médiatisée, la place des communautés indigènes et locales (Smouts, *ibid.*). On peut notamment rappeler l'effervescence médiatique de 1989 autour de la campagne internationale du chef Raoni Metuktire, du peuple Koyapos, pour la défense des tribus amazoniennes et la lutte contre la déforestation tropicale. Face à l'urgence suscitée par la déforestation tropicale, ces ONG se sont engagées dans une stratégie de résistance et de dénonciation, suivant un schéma d'action encore loin de toute forme de coopération avec les États en matière de gestion forestière (Manser, 1996). Leurs actions visaient avant tout à sensibiliser le public sur les questions des populations indigènes tout en appuyant la mise en place de quelques projets forestiers locaux censés œuvrer en leur faveur.

Ces mouvements, accompagnés par le développement d'une véritable communauté épistémique consacrée à l'analyse des modalités de gestion locale, ont largement contribué à favoriser la reconnaissance de la participation des communautés comme un dispositif de gestion à part entière.

Allant à l'encontre de l'idée de « tragédie des biens communs » (Hardin, 1968) selon laquelle une ressource non appropriée est forcément mal gérée, les thèses défendues par l'école des *Commons* (Ostrom, 1990), en particulier, proposent de prendre en compte, de manière systématique, les populations désresponsabilisées du droit forestier tout en prônant un mode de gouvernance décentralisé. L'idée est d'inciter les communautés locales à prendre part à leur propre développement sur les espaces qu'elles ont coutume de gérer.

L'appropriation, par les instances internationales, d'un courant de pensée favorisant la participation et la gestion par les communautés a marqué une rupture profonde avec les schémas classiques fortement centralisés où l'on tendait à promouvoir l'importance du rôle de l'État pour la gestion des ressources renouvelables.

De manière conjecturale, à la fin des années 1980, le démantèlement des entités étatiques dans le cadre des ajustements structurels portés par le Fonds monétaire international (FMI) et la Banque mondiale, accompagné par la mise en place de politiques de décentralisation dans les pays du Sud ont par la suite conduit à la réaffirmation d'un « *modèle participatif* » (Leroy, 2005). Avec l'appui des grands bailleurs de fonds, entraînant avec eux de nombreuses ONG, les années 1990 ont alors connu la généralisation des projets participatifs. Devenu le principal *leitmotiv* des bailleurs et des grandes agences de développement (Leroy, 2008), la montée en puissance des approches participatives, en cette fin de XX^e siècle, a alors été pleinement consacrée aux forêts dans l'agenda international (cf. *infra*).

1.2. L'avènement du développement durable et sa déclinaison forestière

La GDF a émergé de manière concomitante au principe plus large de développement durable. Nous revenons donc sur l'avènement de ce concept avant de présenter plus spécifiquement la déclinaison qui en a été faite vis-à-vis des forêts.

1.2.1. Le développement durable, émergence d'un paradigme

Les relations dialectiques existant entre le développement des activités humaines et la préservation de l'environnement sont sources de profondes et d'anciennes réflexions, comme l'illustrent notamment les conceptions métaphysiques de la nature présentées dans les philosophies grecques et romaines. Ces dernières tendent à placer en positions adverses l'économie et l'écologie, créant ainsi une dichotomie épistémologique et historique entre ces deux disciplines (Faucheux et Noël, 1999). Le concept de développement durable (*sustainable development*) diffusé lors de Conférence des Nations unies sur l'environnement et le développement (CNUED) de 1992 à Rio (aussi appelée Sommet de la Terre) a eu pour ambition de réconcilier ces sphères.

Des accords multilatéraux d'environnement au développement durable

Pour autant, la mise à l'agenda international des problèmes d'environnement ne date pas de la CNUED de 1992. Comme le souligne Le Prestre (1997), c'est en effet après la seconde guerre mondiale que la mise en place de « régimes »^[2] est devenue la

[2] « Un régime est généralement considéré comme un ensemble de normes en relation les unes avec les autres, de règles et de procédures qui structurent les comportements et les relations des acteurs internationaux de manière à réduire l'incertitude qu'ils encourent et de faciliter la poursuite d'un intérêt commun dans le champ d'un problème donné » (Le Prestre, 2002). Levy *et al.*, (1993) distinguent trois types de régimes : (1) des régimes essentiellement réglementaires qui privilégient l'énonciation et l'application des règles d'action, (2) des régimes de gestion qui insistent sur les procédures à suivre pour aboutir à des choix collectifs, (3) des régimes programmatiques visant à encourager les projets communs.

forme dominante des processus de coopération entre nations pour résoudre des problèmes environnementaux communs. Ces régimes s'expriment via la signature d'accords multilatéraux sur l'environnement (AME) sur le commerce d'espèces menacées, les pêcheries, le déversement des déchets en haute mer, l'exploitation de l'Antarctique, la couche d'ozone, etc.

Mais c'est la médiatisation de grandes catastrophes écologiques suivie des nombreux cris d'alarme de différents chercheurs, comme le rapport *Halte à la croissance* du Club de Rome (Meadows, 1972), face à des problèmes environnementaux sans frontières (trou dans la couche d'ozone, effet de serre, pluies acides) qui a véritablement posé les premières pierres d'un édifice visant à institutionnaliser la prise en charge de ces problèmes. Il s'agissait de viser tous les États et d'afficher une volonté de répondre de façon conjointe à ces nouveaux enjeux. C'est ainsi qu'est née, à Stockholm, la première CNUED (Nations unies, 1972) au cours de la quelle fut proposée la création d'institutions spécialisées, aux niveaux international (Programme des Nations unies pour l'environnement [PNUE], pendant du Programme des Nations unies pour le développement [PNUD]) et national (mise en place de ministères de l'Environnement et d'une planification environnementale s'appuyant sur des instruments juridiques). Cette conférence a également été l'occasion de réexaminer les relations environnement-développement, avec l'introduction du concept d'écodéveloppement ^[3] par Maurice Strong (Sachs, 1980) comme modèle de développement économique compatible avec l'équité sociale et la prudence écologique, plus endogène, et basé sur la satisfaction des besoins plutôt que sur une augmentation incontrôlée de l'offre.

Toutefois, l'absence d'actions pratiques mises en œuvre suite à la conférence de Stockholm, et l'aggravation des conditions économiques et écologiques globales (Godard, 1994) ont poussé l'assemblée générale des Nations unies à mandater, en 1983, une Commission mondiale sur l'environnement et le développement (CMED). Ses conclusions ont été formulées en 1987 par sa présidente, Gro Harlem Brundtland, dans un rapport rendu célèbre, *Our Common Future* (WCED, 1987). Ce dernier sacralise le terme de *sustainable development*, proposé quelques années auparavant par l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) dans son rapport *World Conservation Strategy. Living Resource Conservation for Sustainable Development* (IUCN, 1980). Le terme a été successivement traduit en français par « développement soutenable » puis « développement durable ». Il faudra néanmoins attendre quelques

[3] « Le conflit de plus en plus dramatique entre croissance et état de nature peut se résoudre autrement que par l'arrêt de la croissance. L'enjeu, c'est de trouver des modalités et des usages de la croissance qui rendent compatibles le progrès social et la gestion saine des ressources et du milieu. » (Sachs, 1980).

années pour qu'il soit publiquement consacré et fortement médiatisé lors de la CNUED de 1992 à Rio qui a rassemblé 178 pays ainsi que 110 chefs d'États et de gouvernements. La conférence a alors adopté à l'unanimité un texte fondateur de 27 principes – la Déclaration de Rio sur l'environnement et le développement – qui précise les contours de cette notion de développement durable.

La logique du développement durable

La définition généralement acceptée du développement durable est celle proposée par Brundtland : « *Le développement durable est celui qui répond aux besoins du présent sans compromettre la capacité des générations futures à répondre à leurs propres besoins* » (WCED, *ibid.*). Le maître mot est d'assurer un équilibre vertueux entre trois piliers fondamentaux : l'économie, le social et l'environnement.

À Rio, en 1992, les pays en développement (PED) revendiquèrent néanmoins fortement le fait que le développement économique doit demeurer une des conditions préalables au progrès écologique (Le Prestre, 2005). Un consensus fut néanmoins trouvé et précisé par les principes 3 et 4 de la déclaration de Rio : « 3 - *Le droit au développement doit être réalisé de façon à satisfaire équitablement les besoins relatifs au développement et à l'environnement des générations présentes et futures.* 4 - *Pour parvenir à un développement durable, la protection de l'environnement doit faire partie intégrante du processus de développement et ne peut être considérée isolément.* ».

L'environnement est donc devenu, avec le développement durable, une ligne de force politique plus consensuelle, où se mêlent les intérêts des structures nationales et internationales au travers des États et des organisations internationales gouvernementales (OIG), de la société civile (au travers des ONG), et des acteurs du monde scientifique et technique de divers disciplines (économie, sociologie, écologie, etc.).

1.2.2. La place des forêts tropicales dans les questions de développement durable

La forêt, notamment tropicale, se trouve au cœur des questions de développement durable, aussi bien pour ses enjeux écologiques (conservation de la biodiversité végétale et animale, régulation des ressources en eau, stockage du carbone, etc.), sociaux (amélioration des conditions de vie des populations qui en dépendent, valorisation des connaissances traditionnelles, maintien de l'existence de ces écosystèmes pour les générations futures, etc.) qu'économiques (production et exploitation des ressources ligneuses, source de revenus pour les populations locales, etc.). Face aux signaux d'alarmes lancés sur l'état des forêts à la fin des années 1980, celles-ci se sont donc retrouvées propulsées au cœur du débat sur le développement durable.

L'état des forêts à la fin des années 1980 : le cri d'alarme est déjà lancé

L'état des forêts au niveau mondial et les diverses formes de pressions qu'elles supportent sont aujourd'hui bien documentés. On le sait, les forêts tropicales ont historiquement été soumises à des perturbations diverses, principalement d'origine anthropique comme l'exploitation forestière industrielle, le développement de l'agriculture, le prélèvement de produits forestiers par les populations locales, le défrichement et le déboisement (Diamond, 2005 ; Williams, 2006) entraînant une déforestation toujours plus importante (cf. tableau 1).

Tableau 1 *Changement net de la couverture forestière et taux de changement annuel (en millions ha) dans les forêts tempérées et tropicales entre 1700 et 1995*

Date	Tropicale	Tempérée	Total	Taux/an
1700-1849	109	180	-289	1,94
1850-1919	70	135	-205	2,97
1920-1949	235	99	-334	11,52
1950-1979	318	18	-336	11,57
1980-1995	220	6	-226	15,20

Source : d'après Richards (1990), repris par Williams (2006).

Il a toutefois fallu attendre la fin des années 1980 pour que l'ensemble de la communauté scientifique et, avec elle, l'opinion publique, reconnaissent l'ampleur du phénomène de déforestation à l'échelle mondiale (Smouts, 2001). Ce ne sont pourtant pas les signaux qui manquaient.

Au début du XX^e siècle, en effet, le travail de Zon et Sparhawk (1923) avait fourni l'une des premières évaluations des superficies forestières mondiales et présumait déjà de leur déclin futur. Durant la seconde moitié du XX^e siècle, certains chercheurs avaient également tenté d'alerter l'opinion publique en signalant l'état de la déforestation tropicale et ses conséquences. Dans son ouvrage de 1952, le botaniste Richards prédisait ainsi la disparition des forêts tropicales dans le courant du XXI^e siècle. En 1973, le géographe Denevan faisait le même constat que Richards et fournissait des chiffres de déforestation dans le bassin amazonien. Néanmoins, ces travaux restèrent inconnus du grand public. Dans le contexte de croissance des PED au cours des années 1970, la question de la destruction des écosystèmes forestiers

n'était abordée que dans le sens d'un frein au développement économique. Elle était encore loin de prendre une envergure planétaire (Smouts, *ibid.*). Le débat international sur l'environnement était tout juste naissant.

La FAO initia pour sa part un travail d'évaluation des ressources forestières mondiales dès 1948 (FAO, 1948). Mais les premières estimations sur l'ampleur de la déforestation à une échelle planétaire datent de 1976 (Sommer, 1976), les précédentes se restreignant à l'estimation des prélèvements réalisés dans le cadre des exploitations commerciales (FAO, 1955, 1960 et 1966). À cette date, la déforestation annuelle globale (en milieux tropical et non tropical) était estimée en moyenne entre 11 et 15 millions ha pour l'ensemble du globe. Au-delà des nombreuses controverses que l'article suscita par ailleurs (Grainger, 1993)^[4], cette évaluation fut l'occasion d'offrir au public un premier référentiel en matière de dégradation des écosystèmes tropicaux, renforçant l'idée que l'urgence était maintenant d'agir rapidement et collectivement pour enrayer le phénomène. Le chiffre de 15 millions d'hectares déforestés annuellement, et ses interprétations nombreuses (30 ha à la minute, un terrain de football par seconde, etc.) devinrent vite des formules médiatiques permettant de traduire l'ampleur des dégâts et de légitimer l'action environnementale proposées par de nombreuses ONG (Smouts, *ibid.*).

La FAO poursuivit son travail d'investigation sur l'ampleur de la déforestation en produisant des rapports quinquennaux d'évaluation des ressources forestières mondiales. L'évaluation de 1980 (FAO et UNEP, 1982) apporta de nouvelles précisions. Basée, pour la première fois, sur une définition technique des forêts comprenant des paramètres mesurables^[5], l'étude avança officiellement les chiffres de 11,3 millions ha déforestés annuellement, dont 7,5 millions en forêt dense humide.

C'est donc au cours des années 1980 que la question de la déforestation tropicale a pris une envergure planétaire. Elle a notamment été fortement médiatisée par la campagne de boycott de certains bois tropicaux, généralisée dans les pays du Nord. L'exploitation forestière et ses divers exploitants ayant été identifiés comme responsables de la déforestation et de la destruction du cadre de vie des populations, de nombreuses ONG^[6], associations de consommateurs et autorités locales ont fait

[4] Les principales controverses portèrent sur la quantification et les méthodes de calculs. Nous verrons en dernière partie de cet ouvrage qu'il est encore aujourd'hui difficile de produire des données fiables sur la couverture forestière mondiale et le taux de déforestation.

[5] La définition des forêts de la FAO a beaucoup changé au fil du temps. Nous précisons en partie 4 l'état des connaissances sur le sujet.

[6] Principalement des ONG anglo-saxonnes : Greenpeace, Rainforest Alliance et le *World Wildlife Fund* (WWF).

pression sur les importateurs et industriels du bois pour stopper l'exploitation industrielle des forêts. Dans certains pays d'Europe (Allemagne, Autriche, Pays-Bas, Royaume-Uni, Suisse), des dispositions ont alors été prises après 1988 pour limiter, voire interdire, l'importation de bois provenant de la forêt dense humide tropicale (Buttoud, 2001b). L'impact de la campagne, plus psychologique que juridique, a contribué à une prise de conscience généralisée, par le grand public, des problèmes environnementaux relatifs aux écosystèmes forestiers et aux pratiques d'exploitation destructrices de l'environnement.

Au début des années 1990, l'effervescence est alors à son paroxysme quand la FAO publie son évaluation des ressources forestières mondiales (FAO, 1993). En utilisant de nouvelles techniques basées sur l'imagerie satellitaire, l'évaluation de 1990 a apporté de la robustesse aux tentatives de quantifications passées et a ainsi fourni une base scientifique solide qui a servi de référence pour les années suivantes. Cette étude a réussi à pallier les carences méthodologiques qui avaient suscité des critiques sur le rapport de 1980. En comparant les valeurs actualisées de 1990 avec celles de 1980, elle a également permis de disposer d'une estimation précise de la perte de la couverture forestière à l'échelle régionale pour différentes classes d'occupation des sols au cours des années 1980-1990 (forêts fermées, forêts ouvertes, jachère longue, forêts fragmentées, arbustes, jachère courte, autre occupation des sols et réseau hydrographique). La FAO a alors officiellement livré le chiffre de 15,4 millions ha déforestés annuellement entre 1980 et 1990, réévaluant les estimations de 1980 (cf. tableau 2)^[7].

Tableau 2 Comparaison de l'évaluation des ressources forestières tropicales de 1980 et de 1990

Estimation	Évaluation FAO de 1980 (millions ha)	Évaluation FAO de 1990 (millions ha)
Surface forestière tropicale en 1980	1935	1910
Taux de déforestation global annuel		
1981-1985	11,3	-
1981-1990	-	15,4

Source : d'après FAO (1993).

[7] Soulignons ici que les méthodes de calcul ont énormément évolué entre 1980 et 1990, mais plus encore depuis 1990 (comme nous le verrons en partie 4). Ces chiffres, utilisés à l'époque, sont donc donnés à titre informatif.

Malgré les querelles d'experts autour des chiffres exacts de la déforestation, le constat officiel reste le même en ce début des années 1990 : la forêt est soumise à d'intenses pressions qui ne cessent de s'exacerber au fil du temps ; la déforestation est galopante dans les PED et rien ne semble pouvoir l'arrêter. C'est dans ce contexte que se tient le Sommet de Rio en 1992.

Les textes non contraignants adoptés au Sommet de Rio : la Déclaration des principes forestiers et l'Agenda 21

Lors du Sommet du G7 à Houston, en 1990, il avait été proposée de formuler, lors de la CNUED de Rio, un accord juridique contraignant qui aborderait la question des forêts à l'échelle internationale (Guéneau, 2006). La FAO avait d'ailleurs commencé un processus consultatif dans la perspective de la création d'un tel instrument juridique international sur la GDF (Nations unies, 1992b). Mais, bien que le Sommet de Rio fut l'occasion d'aborder les questions forestières à un niveau international (Dembner, 1995 ; FAO, 1995), les prises de positions des différents pays furent trop divergentes pour qu'un accord juridiquement contraignant ne voie le jour. Au cours de ces négociations, les pays industrialisés ont notamment souhaité la définition d'un texte interdisant l'abattage des forêts tropicales tandis que les PED, menés alors par la Malaisie, insistaient sur la nécessité que le texte intègre également les forêts tempérées et boréales, considérant qu'elles n'avaient pas plus été épargnées par la déforestation et la dégradation (Nations unies, 1992c). Les enjeux de préservation des forêts, poussés principalement par les pays industrialisés, se sont retrouvés confrontés aux désirs de développement exprimés par les PED pour qui les forêts et les espaces qu'elles occupent constituent avant tout des ressources naturelles et foncières sur lesquelles repose en partie leur développement économique. L'objectif d'une convention-cadre mondiale sur les forêts n'a donc pas pu être atteint.

Les différentes parties présentes ont préféré s'accorder sur une série de principes forestiers réunis sous une *Déclaration de principes, non juridiquement contraignante mais faisant autorité, pour un consensus mondial sur la gestion, la conservation et l'exploitation écologiquement viable de tous les types de forêts*. Cette Déclaration s'appuie sur la logique du développement durable, comme l'illustre cet extrait du préambule : « *Les questions et perspectives sylvicoles devraient être examinées d'une manière globale et équilibrée dans le contexte général de l'environnement et du développement, en prenant en considération les multiples fonctions et usages des forêts, parmi lesquels les usages traditionnels, et les tensions économiques et sociales qui risquent d'apparaître quand ces usages sont entravés ou restreints, ainsi que les possibilités que la gestion écologiquement viable des forêts peut offrir en matière de développement* » (Nations unies, 1992b).

Lors du Sommet de Rio, les États se sont également engagés à suivre un programme d'actions global : l'Agenda 21. Ce dernier expose des stratégies et formule des recommandations pour les gouvernements, les bailleurs de fonds, les ONG et les groupements du secteur privé, afin qu'ils se donnent les moyens nécessaires, notamment financiers, pour mettre en œuvre un développement durable, en agissant sur les champs (i) du développement économique ; (ii) de la conservation et de la préservation des ressources aux fins de développement ; (iii) de la participation des parties prenantes ; et (iv) de la mise en œuvre de moyens d'action transversaux permettant une inflexion du développement vers plus de durabilité (Nations unies, 1992a). Concernant la forêt, le chapitre 11 énonce plusieurs recommandations, notamment la prise en compte des savoirs des populations locales : « *Entreprendre des enquêtes et des travaux de recherche concernant les connaissances des populations locales/ autochtones sur les arbres et les forêts et leur utilisation pour améliorer la planification et la réalisation d'un aménagement forestier rationnel* », mais aussi la mise en œuvre de programmes d'actions nationaux forestiers : « [...] *établir et appliquer, le cas échéant, des programmes d'action nationaux en matière de foresterie ou des plans de gestion, de préservation et de mise en valeur durable des forêts* » (Nations unies, 1992a).

Signés par toutes les parties prenantes, ces différents textes non contraignants proposent donc une série de principes et de moyens d'actions, souvent en référence ou en complément d'autres engagements internationaux et réglementations nationales. Si leur faible valeur juridique semble avoir fortement réduit leur capacité réelle d'accompagner un changement de pratiques, ils ont néanmoins contribué à donner corps au concept de GDF, auquel ont été associées plusieurs définitions.

La GDF et sa pluralité de définitions

L'expression *sustainable forest management* utilisée en anglais a donné lieu à diverses traductions en français. On retrouve ainsi, dans la traduction du chapitre 11 de l'Agenda 21, le terme d'*aménagement rationnel*. Mais, de manière plus générale, la traduction littérale du terme *sustainable* a subi pour les forêts le même sort que celui associé à *development*, devenu d'abord *soutenable* puis durable. Le terme de *management* a, quant à lui, été traduit selon deux terminologies francophones : on parle ainsi d'« *aménagement* » ou de « *gestion* ». Même si le concept de GDF semble accepté mondialement et fait référence à des pratiques qui dépassent largement le seul concept d'aménagement durable des forêts, certains utilisent pourtant les deux termes indifféremment. Ceci semble notamment résulter de la tradition planificatrice en foresterie française, qui voit dans l'aménagement, le concept gestionnaire le plus

intéressant à mettre en œuvre pour une forêt donnée. Il n'est donc pas rare de retrouver ces deux terminologies, GDF et aménagement durable des forêts (ADF), alors qu'elles ne sont souvent pas considérées comme équivalentes pour les gestionnaires. En s'accordant sur une terminologie unique, la version anglophone a réduit les malentendus et rend beaucoup plus aisée l'analyse bibliographique.

Au-delà de ces différences, qui induisent un premier niveau de confusion (comme le concept de développement durable), la notion de GDF manque de précision (Smouts, 2001). Il n'est donc pas étonnant d'en trouver diverses définitions mettant chacune en avant des caractéristiques différentes, comme l'illustrent les trois propositions suivantes.

1. Pour l'Organisation internationale des bois tropicaux (OIBT), la GDF peut ainsi se définir comme étant « *la gestion de forêts permanentes en vue d'objectifs clairement définis concernant la production soutenue de biens et services désirés sans porter atteinte à leur valeur intrinsèque ni compromettre leur productivité future et sans susciter d'effets indésirables sur l'environnement physique et social* » (OIBT, 1992b). Cette définition apparaît ici très forestière et utilitariste comme le souligne Smouts (*ibid.*) et se situe en cela dans une logique traditionnelle de rendement soutenu et de durabilité de l'exploitation forestière.
2. La Déclaration des principes forestiers stipule, quant à elle : « *Les ressources forestières et les terrains boisés devraient être gérés sur une base durable afin de répondre aux besoins sociaux, économiques, écologiques, culturels, spirituels des générations actuelles et futures. Ces besoins concernent les produits et services que peut fournir la forêt tels que le bois et les produits à base de bois, l'eau, de la nourriture, du fourrage, des produits médicinaux, des combustibles, un abri, la création d'emplois, un lieu de détente, un habitat pour la faune sauvage, une source de diversité dans le paysage, le rôle de puits et de réservoir de carbone et bien d'autres produits tirés de la forêt. Des mesures appropriées devraient être prises en vue de protéger les forêts contre les effets dommageables de la pollution (et notamment de la pollution atmosphérique), des incendies, des insectes ravageurs et des maladies, afin de conserver intégralement tout ce qui en fait leur prix* »^[8] (Nations unies, 1992b). Cette définition respecte tout l'esprit de Rio, comme le souligne également Smouts

[8] Traduction du ministère de l'Agriculture français, insérée dans le plan national sur la mise en œuvre des principes forestiers (ministère de l'Agriculture et de la Pêche, 1995).

(*ibid.*). On y retrouve en effet la liste des besoins humains à satisfaire pour le présent et pour l'avenir, un catalogue des ressources offertes par les forêts et des dangers qu'elles encourent et, enfin, des recommandations vagues faites aux États pour les maintenir dans leurs intégrité et variété.

3. Enfin, la définition la plus utilisée au niveau international, a été élaborée en 1993 dans le cadre d'un processus consultatif sur les forêts en Europe impliquant 37 pays. Elle a été retenue par le Conseil européen dans son règlement sur l'action de l'Union européenne (UE) dans le domaine des forêts tropicales (Smouts, *ibid.*). Elle est ainsi formulée : « *La gestion durable des forêts signifie la gestion et l'utilisation des forêts et des terrains boisés d'une manière et à une intensité telles qu'elles maintiennent leur diversité biologique, leur productivité, leur capacité de régénération, leur vitalité et leur capacité à satisfaire, actuellement et pour le futur, les fonctions écologiques, économiques et sociales pertinentes aux niveaux local, national et mondial, et qu'elles ne causent pas de préjudices à d'autres écosystèmes* » (Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe, 1993)^[9]. Cette définition propose une vision relativement dynamique qui intègre à la fois le court et le long termes, admet qu'il y a différents niveaux d'échelles spatiales possibles pour les fonctions pertinentes de la forêt et qui fait confiance à la bonne gestion forestière pour concilier utilisation et durabilité (Smouts, *ibid.*).

La pluralité de ces définitions se retrouve dans le fait qu'un certain nombre de pratiques fort différentes les unes des autres se rattachent à ce paradigme, comme nous allons le voir maintenant en nous intéressant à l'opérationnalisation du concept de GDF. Nous aborderons d'abord le volet juridico-institutionnel qui a accompagné (et continue de le faire) l'institutionnalisation de la GDF dans les pays tropicaux (partie 2), puis nous présenterons les traductions qui en ont été faites en divers dispositifs de gestion promus depuis le début des années 1990 (partie 3).

[9] Résolution H1, partie D. Définition reprise, entre autres, par le ministère de l'Agriculture français.

2. La gestion durable des forêts et son institutionnalisation réglementaire

L'expansion du concept de GDF suite au Sommet de Rio en 1992 s'est traduite, pour les pays tropicaux, par une forte activité juridique. La question forestière s'est alors retrouvée cernée de tous côtés par des instruments juridiques internationaux et nationaux, créant un climat général auquel on ne peut désormais plus la soustraire (Smouts, 2001).

Cette deuxième partie propose tout d'abord de retracer l'évolution du débat international sur les forêts, qui a activement influencé l'inscription réglementaire de la GDF au sein des politiques publiques des pays tropicaux. Dans un deuxième temps, elle précise le processus d'adoption de ces textes ainsi que leur contenu puis conclut sur les enjeux d'application des lois.

2.1. L'influence des négociations internationales sur les politiques nationales forestières tropicales

Les arènes internationales ont eu un rôle déterminant dans l'adoption et/ou la révision des politiques forestières nationales dans les pays tropicaux. Pour comprendre ce processus de modification des politiques nationales forestières, il est donc nécessaire d'étudier ce qui s'est passé au niveau international à travers la promotion successive des plans d'action forestiers tropicaux (PAFT) et des programmes forestiers nationaux (PFN), la constitution du Groupe intergouvernemental sur les forêts (GIF) puis du Forum des Nations unies sur les forêts (FNUF), pour avoir finalement une vision générale de la prise en compte des forêts dans les divers accords internationaux d'environnement.

2.1.1. L'échec du PAFT

La destruction et la dégradation des écosystèmes tropicaux ont commencé à alerter l'opinion mondiale au cours des années 1980. Malgré des financements internationaux destinés à enrayer ces phénomènes en diminution (FAO, 1985), la nécessité d'agir fut reconnue lors de la sixième session du Comité de la mise en valeur des forêts dans les tropiques^[10], en 1983. Il fut alors proposé au Comité des forêts (COFO) de la FAO, conjointement avec la Banque mondiale, le World Research Institute (WRI) et le PNUD, d'établir au plus vite une série de programmes et d'actions à l'échelle régionale et mondiale pour y répondre. C'est ainsi qu'émergea le PAFT^[11] en 1985, suite au IX^e Congrès forestier mondial de Mexico. Ce Plan fut lancé officiellement 2 ans plus tard, en 1987, lors d'une conférence organisée à Bellagio sous l'égide de la FAO, rassemblant bailleurs de fonds, OIG, ONG, États, afin d'établir la stratégie d'action future pour les forêts tropicales. Les États membres présents adoptèrent le PAFT, qui devait être décliné au niveau national en plans d'action forestiers nationaux (PAFN). Pour tous les participants de l'époque, le PAFT constituait alors un cadre d'action stratégique visant à améliorer le développement du secteur forestier à l'échelle nationale, tout en répondant aux besoins des populations locales (Smouts, *ibid.*). La coordination entre les bailleurs de fonds et les États en était la « clé de voûte » (FAO, 1992) et cinq domaines d'action y étaient identifiés : la foresterie dans l'utilisation des terres, le développement des industries forestières, le bois de feu et l'énergie, la conservation des écosystèmes forestiers tropicaux et le développement institutionnel (FAO, *ibid.*).

La réforme des politiques nationales forestières tropicales en constituait un volet essentiel. Même si de nombreux pays en disposaient alors (parfois anciennes), le manque de cohérence^[12] et l'insuffisance des considérations environnementales dans les politiques de l'époque poussèrent le PAFT à devenir l'instrument phare en matière de stratégies nationales de développement forestier (Smouts, *ibid.*). Les opportunités qu'offrait le PAFT en tant que cadre de référence pour le développement du secteur forestier ont alors favorisé l'aide multilatérale et bilatérale dans les pays tropicaux. Comme l'écrit le président de la Banque mondiale de l'époque, Conable (1988) : « *Ce plan stimule les engagements financiers des dirigeants des pays en développement et des pays industrialisés, des organisations d'aide au développement et du secteur privé aux fins de promouvoir un effort collectif vaste et coordonné pour la sauvegarde des ressources forestières tropicales* ».

[10] Organe statutaire de l'Organisation des Nations unies (ONU).

[11] Le Plan d'action forestier tropical sera rebaptisé Programme d'action forestier tropical en 1991.

[12] Des juridictions avec parfois un simple volet réglementaire abordant les questions forestières sans volet législatif.

La déclinaison du PAFT en PAFN fut effective pour plus de 90 pays à travers le monde, principalement dans les trois bassins tropicaux (FAO, 1992). La mise en œuvre des PAFN fut, quant à elle, plus ou moins rapide selon les contextes nationaux. En 1994, 39 pays étaient en phase de planification, 19 avaient un plan d'action élaboré et 34 se situaient à un stade avancé de mise en œuvre (FAO, 1994b).

Malgré son objectif de s'attaquer aux éléments moteurs de la déforestation (du moins identifiés comme tels à l'époque), principalement l'agriculture itinérante et le défrichement illégal, le processus s'est délité au début des années 1990 à la suite des nombreuses critiques des ONG (Smouts, 2001). Les premières évaluations du PAFT par les ONG révélèrent en effet diverses failles dans le processus. Les critiques principales dénonçaient notamment la reproduction du schéma technocratique forestier qui, au lieu de s'attaquer aux composantes défailtantes des secteurs forestiers nationaux, institutionnalisait et renforçait la logique productiviste et industrielle dans la gestion (Singer, 2003 ; Guéneau, 2011). Par ailleurs, l'absence de participation des populations locales fut également souvent pointée du doigt, et ce y compris par les organisations fondatrices (FAO, 1994b). Les ONG, entraînant avec elles les bailleurs de fonds, décidèrent alors de retirer leur soutien à la FAO, désignée comme seule responsable. Bien que n'ayant pas réussi son pari de changer structurellement les politiques forestières nationales, le PAFT a néanmoins eu l'avantage, à cette époque, de donner un éclairage sur les réformes nécessaires à mettre en œuvre pour traiter des problèmes de déforestation (Like et Fletcher, 1992).

2.1.2. Du PAFT aux PFN

Face à l'échec du PAFT, et compte tenu des nouveaux enjeux débattus à Rio (comme la reconnaissance des enjeux environnementaux et sociaux), la communauté internationale a poursuivi son processus de négociation sur les forêts qui s'est concrétisé, en 1995, par la formation du GIF. Il fut établi par la CNUED pour coordonner des propositions d'actions visant à mettre en œuvre les principes forestiers explicitement détaillés dans l'Agenda 21 (Nations unies, 1992a). Basé à New-York, le GIF était composé des membres de la CNUED, des États membres des Nations unies, des États non-membres, d'institutions spécialisées, d'OIG et d'ONG (CNUED, 1995). Son mandat, d'une durée de 2 ans, l'a conduit à se focaliser sur 12 composantes^[13] nécessitant des

[13] 1) Plans nationaux en matière de forêts et d'utilisation des terres ; 2) causes sous-jacentes de la déforestation et de la dégradation ; 3) savoir traditionnel lié à la forêt ; 4) écosystèmes fragiles touchés par la désertification et impact de la pollution atmosphérique ; 5) besoins et exigences des pays à faible couvert forestier ; 6) coopération internationale et transfert technologique ; 7) évaluation des profits forestiers ; 8) évaluation forestière ; 9) critères et indicateurs ; 10) commerce et environnement ; 11) organisations internationales, institutions et instruments multilatéraux ; 12) mécanismes juridiques.

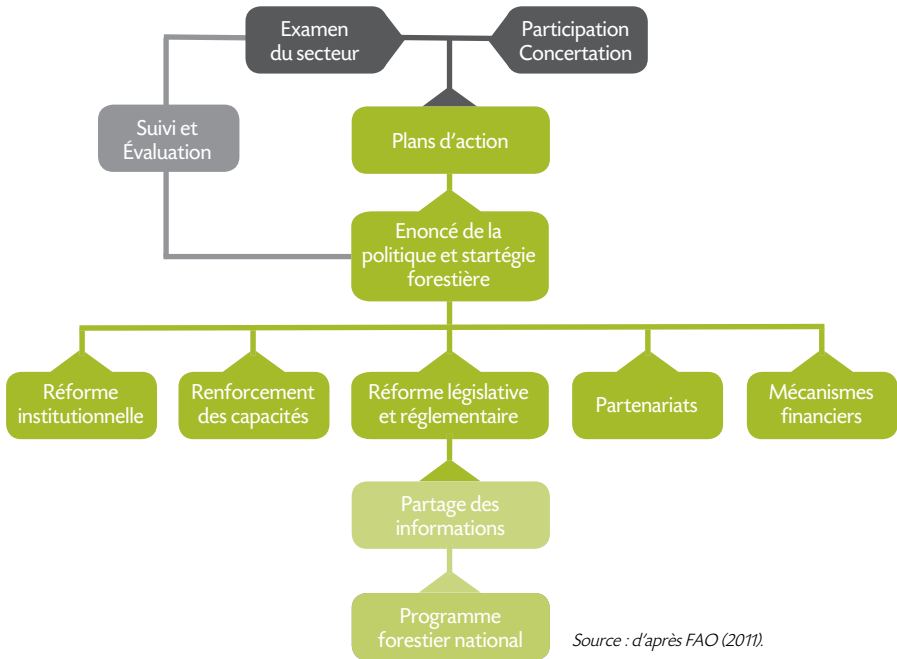
programmes d'actions, le tout devant faire l'objet de recommandations politiques pour la 5^e session de la Commission des Nations unies sur le développement durable (CNUDD) ^[14] prévue en 1997 (UNFF, 2002). Pas moins de 150 propositions d'actions ont pu être établies au cours de son mandat. Une fois ce dernier terminé, conformément à l'une des propositions du GIF, la CNUED créa le Forum intergouvernemental sur les forêts (FIF) en 1997 comme successeur du GIF. Composé des mêmes membres que le GIF et toujours basé à New-York (CNUED, 1997), le FIF fut chargé de suivre la mise en application des propositions d'actions du GIF, et de compléter ces dernières (le tout devant être réalisé avant la fin de son mandat en 2000). Au final, ce sont ainsi 270 propositions qui ont été formulées au travers de ces deux instances internationales.

Parmi le large spectre des problématiques abordées par le GIF, les composantes 1 et 12 ont amené les acteurs concernés à s'intéresser plus précisément aux politiques forestières nationales (Söderlund et Pottinger, 2001). Les PFN qui en ont découlé ^[15] vont alors symboliser un nouveau départ pour l'intervention internationale en matière de forêts, l'objectif étant que les PFN devaient être élaborés selon une optique favorisant le partage des informations et la participation de tous les acteurs dépendants des forêts (cf. schéma 1), contrairement à l'approche *top-down* du PAFT qui avait fait l'objet de fortes critiques (Singer, 2003).

[14] La CNUDD a été établie par l'Assemblée générale des Nations unies lors de la CNUED de 1992, à Rio. Elle est responsable du suivi des actions mises en place dans le cadre de la déclaration de Rio et de l'Agenda 21 aux niveaux international et national. Elle est composée de 53 pays membres et se réunit annuellement pour établir et suivre des programmes multiannuels de travaux basés sur des thématiques spécifiques selon l'agenda voté.

[15] Rappelons que ces plans avaient été recommandés au sein du chapitre 11 de l'Agenda 21 défini en 1992 : « [...] établir et appliquer, le cas échéant, des programmes d'action nationaux en matière de foresterie ou des plans de gestion, de préservation et de mise en valeur durable des forêts » (Nations unies, 1992a).

Schéma 1 Schéma général de la révision des politiques forestières dans le cadre des PFN



Les PFN sont censés s'inscrire dans une perspective de développement durable (FAO, 1996) en fournissant un cadre de planification générale pour le développement du secteur forestier des pays tropicaux. Conformément aux principes forestiers de 1992 (Nations unies, 1992b), ces cadres se sont étendus à tous les types de forêts incluant de fait les pays tempérés, leur préparation et leur mise en œuvre se fondant sur la base de douze principes structurant^[16] (FAO, 1996). Ces PFN sont devenus l'instrument principal de révision des politiques forestières et rencontrent encore aujourd'hui un large succès, divers pays continuant à les mettre en place. Depuis la fin des années 1990, de nombreuses institutions et bailleurs ont soutenu (et continuent de soutenir) activement la définition et la mise en place de ces PFN dans les pays tropicaux via des

[16] (i) Durabilité du développement forestier ; (ii) souveraineté et conduite nationales du processus ; (iii) partenariat ; (iv) participation ; (v) approche holistique et intersectorielle ; (vi) processus itératif à long terme ; (vii) renforcement des capacités ; (viii) réformes des politiques et des institutions ; (ix) cohérence avec le schéma national de planification et avec les initiatives mondiales ; (x) sensibilisation ; (xi) engagement politique national ; (xii) engagement international.

initiatives telles que le Programme sur les forêts (PROFOR) de la Banque mondiale (Ivers, 2006) et le Mécanisme pour les programmes forestiers nationaux de la FAO (Blaser, 2010).

À partir de 1995, suivant le cadrage proposé par les PFN, diverses réformes législatives et réglementaires ont été amorcées sur la thématique forestière dans un certain nombre de pays tropicaux comme nous allons le voir par la suite.

2.1.3. Le Forum des Nations unies sur les forêts (FNUF)

Prenant la suite du processus GIF/FIF, le FNUF, créé en 2000 par la résolution 2000/35 du Conseil économique et social des Nations unies (CESNU) est chargé, depuis son siège new-yorkais, de promouvoir la mise en œuvre des propositions d'action du GIF/FIF et de définir, entre autres, avant la fin de son mandat (2007), un accord international contraignant sur toutes les forêts du monde. Le FNUF doit compter, dans une large mesure, sur le Partenariat de collaboration sur les forêts (PCF)^[17] pour le soutien technique, l'analyse et la mise en œuvre de ces propositions. En dépit des résultats espérés, le travail du FNUF a abouti, en 2007, à la création d'un instrument qui est resté juridiquement non contraignant pour tous les types de forêts (Nations unies, 2007).

Toujours encadrées par cette dynamique internationale, les révisions des politiques forestières impulsées plus systématiquement en 1995 se sont poursuivies dans un certain nombre de pays, bénéficiant du recul et de l'évaluation des PAFT déjà mis en place. Les rapports de suivi et l'échange d'informations entre les pays au cours des réunions du FNUF ont permis aux participants d'évaluer les efforts à fournir et les orientations majeures à prendre pour établir des PFN dans les pays où les enjeux de développement du secteur forestier étaient les plus problématiques. Aujourd'hui, au moins 131 pays dans le monde ont défini et mis en place un PFN. Plus de 94 % de la superficie forestière totale dans les trois bassins tropicaux est ainsi couverte par un tel plan (FAO et OIBT, 2011).

[17] Le PCF a été créé en 2001 pour appuyer la démarche et les travaux du FNUF. C'est une instance de collaboration entre les principales organisations internationales de la gouvernance forestière. On trouve ainsi, parmi ses membres, le PNUE, le PNUD, la Banque mondiale, la FAO, l'OIBT, le secrétariat du FNUF, de la Convention cadre des Nations unies sur le changement climatique (CCNUCC), de la Convention sur la diversité biologique (CDB), de la Commission du développement durable (CDD), du Global Environment Facility (GEF) et de l'UICN, ainsi que des organismes de recherche comme le Centre international pour la recherche en agroforesterie (ICRAF), le Centre pour la recherche forestière internationale (CIFOR) et l'Union internationale des instituts de recherches forestières (IUFRO). L'ensemble FNUF et PCF est appelé Arrangement international sur les forêts (AIF) (Guéneau, 2006).

Au-delà de cette dynamique internationale portant spécifiquement sur les forêts et visant notamment à encadrer la formulation des politiques nationales forestières des pays tropicaux, d'autres accords internationaux et conventions d'environnement (plus ou moins contraignants d'un point de vue juridique) et pouvant concerner les forêts ont été adoptées à l'échelle internationale.

2.1.4. La prise en compte des forêts par les conventions-cadres internationales d'environnement

Comme nous l'avons souligné en première partie, le Sommet de la Terre à Rio n'a pas permis de définir et d'adopter une convention internationale juridiquement contraignante dédiée aux forêts. Cependant, divers accords internationaux à vocation environnementale définis avant ou après 1992, abordent la problématique des écosystèmes forestiers et intègrent les questions forestières, sans que les forêts en soient l'objet central. Le tableau 3 présente les principales conventions concernées.

Tableau 3 Liste des accords et conventions internationales relatifs aux enjeux forestiers

Accords et Conventions-cadres relatifs aux enjeux forestiers*	Signature	Entrée en vigueur	Ne traitent que des forêts	Abordent le thème des forêts	Quelques éléments juridiques liés aux forêts
Convention de Ramsar sur les zones humides (RCW)	1971	1975			x
Convention sur le patrimoine mondial (CPM)	1972	1975			x
Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction (CITES)	1973	1975			x
Convention pour la conservation des espèces migratoires (CEM)	1979	1983			x
Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance (CLRTAP)	1979	1983			x

...

...

Accords et Conventions-cadres relatifs aux enjeux forestiers*	Signature	Entrée en vigueur	Ne traitent que des forêts	Abordent le thème des forêts	Quelques éléments juridiques liés aux forêts
Convention de Vienne sur la protection de la couche d'ozone (CVPCO)	1985	1985			x
Convention sur les peuples indigènes et tribaux (ITPC)	1989	1991			x
Déclaration de Rio sur l'environnement et le développement (DRED)	1992	1992		x	
Déclaration de principes forestiers (DPF)	1992	1992	x		
CDB	1992	1993		x	
CCNUCC	1992	1994		x	
Accord de Marrakech créant l'Organisation mondiale du commerce (OMC)	1994	1994			x
Convention des Nations unies sur la lutte contre la désertification (CNUD)	1994	1996			
Accord international sur les bois tropicaux (AIBT)	1996	1996	x		
Accord international de 2006 sur les bois tropicaux (AIBT)	2006	2006	x		
Instrument juridiquement non contraignant concernant tous les types de forêts	2007	2007	x		

* Certains acronymes n'ont pas de traduction francophone.

Source : d'après Guéneau (2006).

La convention de Ramsar sur les zones humides (RCW) définie en 1971 et adoptée en 1975 (Nations unies, 1975a) aborde la question des forêts de mangroves, en leur donnant un statut de protection particulier. Elle délimite juridiquement les principes de gestion pouvant y être appliqués et offre diverses possibilités de dégager des moyens financiers et techniques pour leur gestion.

Autre exemple : la Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction (CITES ; Nations unies, 1975b) éditée en 1973 et adoptée en 1975 concerne de nombreuses espèces caractéristiques des forêts tropicales, qu'elles catégorise selon des listes faisant l'objet de réglementations spécifiques, et soumises à des régimes juridiques contraignants.

Par ailleurs, les trois conventions-cadre définies en 1992 à Rio, entrées en vigueur respectivement en 1993, 1994 et 1996, abordent la question des forêts.

- Dans le cadre de la DCB (Nations unies, 1993), la sixième Conférence des parties de la Convention sur la diversité biologique (COP6)^[18], tenue en 2002, s'est penchée pour la première fois sur les questions forestières. Un programme de travail élargi (décision VI 22) visant 27 objectifs et précisant pour chacun d'entre eux une centaine d'activités, a alors été adopté. Les négociations ont continué par la suite avec l'idée d'adopter un protocole additionnel à la CDB pour prendre plus spécifiquement en charge les questions de conservation et de protection des forêts tropicales. Toutefois, des blocages dans les négociations ont empêché l'aboutissement de cette proposition : d'une part, les forestiers ne voulaient pas que les enjeux forestiers soit traités multilatéralement dans plusieurs instances, d'autre part, des membres des PED s'y sont fortement opposés, estimant que la forêt ne devait pas être traitée uniquement sous l'angle de la conservation de la biodiversité car elle était aussi un vecteur de développement économique. Seul subsiste aujourd'hui un programme de travail qui encourage, sur une base simplement volontaire, les Parties à le respecter en fonction de leurs priorités et besoins nationaux.
- La CCNUCC (Nations unies, 1994) et le protocole de Kyoto abordent la question des forêts sous l'angle du stockage de carbone. La prise en compte des enjeux forestiers est ici limitée aux projets de boisement dans les PED. Des négociations internationales ont néanmoins démarré en 2005 sur les questions de réduction

[18] La signature de chaque convention à Rio a initié un processus de négociations entre les parties (États) signataires de la convention concernée. Pour chaque convention, ces parties se réunissent chaque année sous la forme de Conférence des Parties (COP) identifiées par un numéro de référence correspondant au nombre d'années passées depuis la tenue de la première COP.

des émissions dues à la déforestation et à la dégradation des forêts (REDD ; ces mécanismes sont abordés plus en détail en partie 3).

- La CNUD (Nations unies, 1996) fixe, entre autres, des priorités d'action pour la lutte contre les problèmes de désertification mais aussi contre la dégradation des terres, en particulier forestières, et fournit un ensemble de mesures d'appui financier tout en incitant la coopération scientifique à intervenir. 58 pays ont ratifié cette convention en 1996 et participent depuis à la mise en place de cadres d'actions nationaux spécifiquement dédiés à ces questions.

Si l'objectif n'est pas, ici, de détailler l'ensemble des conventions environnementales et accords multilatéraux d'environnement qui concernent les forêts tropicales, l'enjeu est néanmoins de conserver à l'esprit le fait que les pays ayant ratifié ces diverses conventions, dont de nombreux pays tropicaux, se trouvent officiellement engagés sur le thème de la forêt et de sa gestion durable (cf. tableau 3).

C'est donc un canevas juridico-institutionnel complexe, géré au sein de plusieurs instances, qui semble caractériser aujourd'hui l'émergence d'un régime international pour les forêts (Singer, 2003 ; Karsenty *et al.*, 2008). La fragmentation des engagements autour d'une multitude d'instances de régulation conduit également à la multiplication des normes, standards et référentiels censés inciter au développement de « *bonnes pratiques* » et en assurer l'évaluation et la certification (Leroy et Lauriol, 2011). Nous verrons dans la suite de ce travail, quels vont être les dispositifs concrets qui en émergent. Il est important de ne pas minimiser pour autant l'effet que peut avoir ce processus juridico-institutionnel international au niveau national. C'est ce que nous allons analyser maintenant. Notons, d'ailleurs qu'au niveau régional, on voit également se développer l'émergence de partenariats cherchant à faciliter – si ce n'est à prendre le pas sur – les négociations internationales. Parmi celles-ci, on peut noter la création de la Commission des forêts d'Afrique centrale (COMIFAC) en 2005, entérinée lors du Sommet des chefs d'États d'Afrique centrale à Brazzaville. La COMIFAC est aujourd'hui l'institution en charge de la coordination des opérations et actions sous-régionales en Afrique centrale visant à réaliser une GDF et la conservation des écosystèmes (COMIFAC, 2005). En parallèle, 29 OIG et ONG ont favorisé, lors du Sommet mondial sur le développement durable (SMDD) à Johannesburg (2002), la constitution d'un partenariat public-privé dans le Bassin du Congo, le Partenariat pour les forêts du Bassin du Congo (PFBC), afin d'assurer la coordination entre les partenaires et de promouvoir les orientations validées par les membres de la COMIFAC. On trouve également des initiatives de ce type au sein des autres bassins, comme l'Organisation du traité de coopération amazonienne (OTCA) et le Partenariat asiatique sur les forêts (AFP) (FAO et OIBT, 2011).

Bien qu'il n'existe pas de convention-cadre sur les forêts, ce bilan (cf. tableau 3 et encadré 2) montre donc, d'une part, que plusieurs conventions internationales d'environnement s'appliquent aux forêts tropicales et engagent les parties prenantes signataires et que, d'autre part, plusieurs accords, plans et programmes internationaux leur sont spécialement dédiés, structurant les politiques nationales forestières des pays tropicaux et stimulant les partenariats régionaux.

Encadré 2 *Évolution du débat international sur les forêts tropicales (principaux éléments)*

- 1945 : Création du Comité des forêts (COFO), organe spécialisé de la FAO qui traite des questions forestières.
- 1983 : AIBT. Echec des négociations sur les « *accords produits* » pour réguler et améliorer le commerce. Mise en place d'un observatoire international des forêts.
- 1986 : Création de l'OIBT ; objectifs de suivre la mise en place de l'AIBT.
- 1990 : Déclaration du G7 (Houston, USA). Tentative pour une convention juridiquement contraignante sur les forêts.
- 1990 : Déclaration de Bali (Indonésie). Cadrage de l'Objectif 2000 de l'OIBT.
- 1992 : Sommet de la Terre à Rio (Brésil). Déclaration de principes relatifs aux forêts, Déclaration de Rio et Agenda 21.
- 1992 : Adoption de la CCNUCC, de la CDB.
- 1993 : Deuxième conférence ministérielle d'Helsinki (Finlande). Définition et promotion de la gestion durable des forêts. Discussion sur critères et indicateurs mesurables de bonne gestion forestière.
- 1993 : Création du Forest Stewardship Council (FSC) sur l'initiative du WWF, d'autres ONG et de partenaires privés. Définition de normes internationales pour la gestion durable des forêts.
- 1994 : Renégociation de l'AIBT. Intégration de l'Objectif 2000 de l'OIBT. Accord non contraignant qui stipule que les exportations de produits dérivés tropicaux doivent provenir de forêts gérées durablement.
- 1994 : Adoption de la CNUD.
- 1995 : Création du GIF, chargé du suivi des objectifs du Sommet de Rio.
- 1997 : Création du FIF, qui succède au GIF (avec les mêmes objectifs).
- 1999 : Création du Programme de reconnaissance des certifications forestières (PEFC) – initiative privée d'écocertification des produits forestiers – sur la base des principes, critères et indicateurs (PC&I) élaborés à la deuxième conférence interministérielle d'Helsinki (1993).

...

•••

- 2000** Création du FNUF, organe subsidiaire du CESNU, chargé d'envisager, dans un délai de 5 ans, l'élaboration d'un mandat visant à établir un cadre juridique contraignant applicable à tous types de forêts.
- 2001** Création du PCF, chargé d'améliorer la coordination entre les organisations en charge des questions forestières. Servira d'appui aux travaux du FNUF.
- 2002** Mise en œuvre du processus d'application des réglementations forestières et gouvernance (Forest Law Enforcement and Governance, FLEG) et des sous-composantes régionales (AFLEG en Afrique, ENAFLEG en Europe et Asie du Nord, ASEANFLEG en Asie du Sud-Est). Instrument de contrôle légal pour l'échange, le commerce et la gouvernance du secteur forestier piloté par la Banque mondiale.
- 2002** Sixième session de la Conférence des parties de la CDB (COP6). Adoption d'un travail élargi sur la diversité biologique. Possibilité évoquée d'un processus additionnel à la CDB qui intégrerait les forêts.
- 2003** Publication du Plan d'action pour l'application des réglementations forestières, gouvernance et échanges commerciaux (FLEGT) par l'UE. Vise l'établissement d'accords bilatéraux entre les États importateurs et exportateurs de produits forestiers tropicaux.
- 2005** COP11 de la CCNUCC : émergence du processus REDD+.
- 2007** Adoption de l'instrument juridiquement non contraignant sur tous les types de forêts.
- 2011** Conférence d'Oslo sur la création d'un accord juridiquement contraignant pour la gestion des forêts d'Europe.

2.2. La dynamique de production juridique sur les forêts dans les pays tropicaux

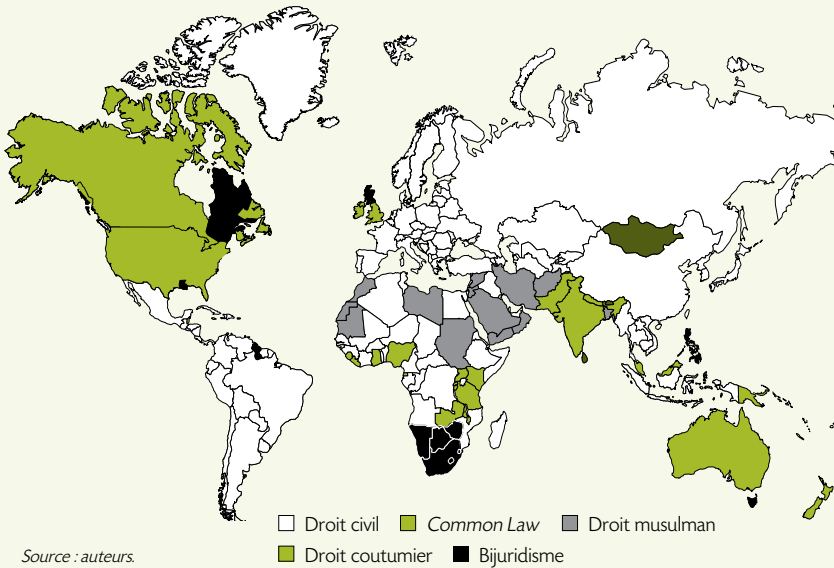
L'analyse que nous présentons ici a concerné 56 pays tropicaux identifiés sur la base d'une cartographie simplifiée des biomes terrestres. Pour chacun de ces pays, une partie ou l'ensemble du territoire national recouvre de la forêt tropicale et subtropicale humide^[19] (cf. carte 1).

[19] Certains pays insulaires (Caraïbes, etc.) sont écartés de l'analyse dans la mesure où les surfaces en forêts tropicales correspondantes sont nettement plus limitées. Certains pays ayant une surface en forêt tropicale humide réduite sont tout de même considérés en raison de leur importance régionale et de leur influence dans les politiques internationales sur les forêts.

Encadré 3 *Systèmes juridiques internationaux et pluralité des normes*

La notion de système juridique renvoie à l'ensemble des structures et modes de fonctionnement liés à l'application des règles du droit dans un contexte donné. Ainsi, chaque pays est caractérisé par la singularité fondamentale de son système juridique dans la mesure où celui-ci est élaboré dans un contexte national bien précis et est fonction de l'héritage de pratiques coutumières historiques. Il existe quatre grands systèmes juridiques à travers le monde qui renvoient chacun à quatre systèmes d'application du droit (cf. carte 2). On distingue ainsi : le droit civil, la *Common Law*, le droit coutumier et le droit religieux (ici principalement droit musulman). Par ailleurs, certains pays utilisent, avec plus ou moins d'importance, plusieurs systèmes juridiques à la fois. On parle alors de bijuridisme.

Carte 2 *Les différents systèmes juridiques à l'échelle mondiale*



Source : auteurs.

L'analyse comparative de textes juridiques entre différentes nations peut-être complexe pour deux raisons principales. D'une part, au sein d'un même système de droit, les textes juridiques n'ont pas la même valeur. Le système juridique dans chaque pays est organisé selon une hiérarchie dans laquelle la valeur juridique de la norme s'échelonne en fonction de l'entité qui en a la responsabilité (dans le système français, par exemple, une loi n'a pas la même valeur qu'un décret qui n'a pas non plus la même valeur qu'un arrêté).

...

...

D'autre part, les différences terminologiques intrinsèques à chaque système peuvent induire un nombre important de biais liés à l'équivalence des termes entre eux et à leur pouvoir juridictionnel (la *loi* dans le système francophone n'aura pas la même valeur que *law* ou encore *act* dans le système anglo-saxon). Compte tenu de ces difficultés, beaucoup de précautions ont été prises pour mener à bien l'analyse des textes ici présentée (voir les différents types de textes présentés dans le tableau 4).

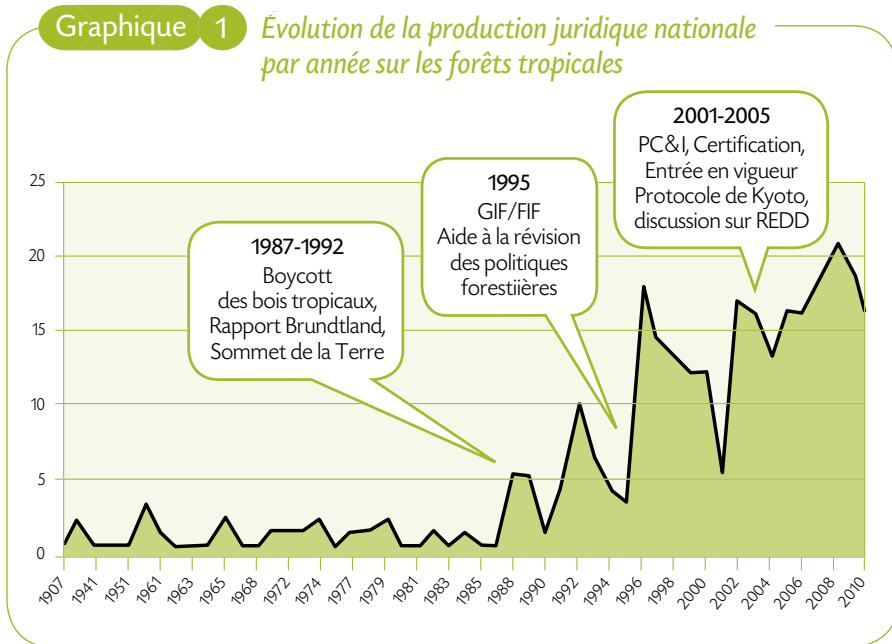
Tableau 4 *Liste non hiérarchique des différents types de textes juridiques rencontrés dans l'ensemble du corpus analysé et pour chacune des langues*

Textes francophones	Textes anglophones	Textes hispanophones	Textes lusophones
Traité	Policy	Politica	Lei
Code	Law	Ley	Decreto
Loi	Act	Decreto	
Décret	Enactment	Acta	
Ordonnance	Decree	Reglamento	
Arrêté	Rules	Resolución	
Circulaire	Regulation (Government)	Acuerdo	
	Order (Administrative/ Executive)	Normativa	
	Decision (Council/Legislative)		
	Directive		
	Agreement		

Source : auteurs.

2.2.1. Diagnostic général

Si l'on s'intéresse tout d'abord à l'évolution historique de la production juridique concernant la forêt au sein des 56 pays considérés, quatre périodes principales peuvent être identifiées, et mises en relation avec l'évolution des dynamiques internationales sur les problématiques forestières que nous avons décrites dans le chapitre précédant (cf. graphique 1^[22]).



[22] La courbe du graphique 1 présente la production annuelle de textes, prenant en compte aussi bien les lois forestières générales, les lois secondaires dont certains éléments traitent de la forêt (cadrage des forêts privées, plantations commerciales, services écosystémiques, protection et conservation de la flore et la faune sauvage) ainsi que les textes réglementaires de divers natures visant aussi bien la gestion des forêts que les activités qui en découlent.

1. Les années pré-1987 : la production de textes apparait assez régulière mais elle reste relativement faible ; ainsi, avant 1987, seuls 12 pays avaient déjà adopté une loi spécifiquement relative aux forêts (cf. graphique 2^[23]). Neuf pays l'avaient réglementée et cinq pays avaient par ailleurs adopté une loi traitant de la forêt de manière secondaire (cf. graphique 3). En 1987, la majorité des pays tropicaux (44 pays) n'avaient donc pas de législation forestière à proprement parler.
2. Les années 1987-1994 : l'augmentation de la production juridique débute soudainement en 1987 (cf. graphique 1). Elle peut être mise en relation avec l'émergence et l'inscription juridique, à l'échelle internationale, des préoccupations environnementales exprimées dans les rapports de Brundtland (WCED, 1987). La production de textes atteint son pic en 1992 avant de chuter drastiquement en 1993 et 1994. Cette évolution pourrait correspondre au fait que certains pays tropicaux se sont efforcés de produire et de pouvoir justifier, en heure et en date du Sommet de Rio, un cadre légal et réglementaire pour une gestion de leurs écosystèmes forestiers. Entre 1987 et 1994, dix pays ont ainsi promulgué une loi forestière (cf. tableau 5), trois pays ont mis en place une partie réglementaire pour encadrer leur loi, cinq pays ont par ailleurs révisé leurs textes au cours de cette période et neuf ont adopté un texte qui n'aborde pas la question de la gestion forestière directement mais traitent des enjeux forestiers plus largement (cf. graphique 3).
En 1994, on recense donc 22 pays tropicaux s'étant dotés d'une loi forestière sur un total de 56 soit environ 40 % (cf. graphique 2).
3. Les années 1995-2000 : suivant la période décroissante de 1993-1994, on observe un nouveau pic de production en 1995, avec notamment l'énonciation de 19 textes en 1996 (cf. graphique 2). Cette évolution peut-être mise en relation avec le lancement systématique des révisions des politiques forestières, amorcée d'abord lentement par les PAFT de la FAO, puis plus tard par les PFN issus du processus

[23] Le graphique 2 présente plusieurs procédures caractérisant l'évolution de la production juridique. Sachant que des regroupements entre les différents corpus linguistiques permettent d'identifier les textes qui ressortent du domaine législatif (Loi, Law, Act, etc.) de ceux du domaine réglementaire (décret, arrêté, Decree, Regulation, etc.) (cf. encadré 3), nous avons identifiés 5 types de procédures pour chaque pays : (i) adoption de la première loi forestière (i.e. lorsqu'un pays adopte une loi spécifique à la gestion forestière) ; (ii) réglementation de la loi forestière (i.e. lorsqu'un pays promulgue un ou des textes réglementaires visant à appliquer sa première loi forestière) ; (iii) adoption/révision d'une nouvelle loi ou réglementation forestière (i.e. lorsqu'un pays adopte une ou des nouvelles lois ou règlements concernant la gestion forestière) ; (iv) autres lois ou règlements (i.e. lorsqu'un pays adopte une ou des lois ou règlements abordant les questions forestières mais de manière secondaire) ; (v) pas de législation forestière (i.e. lorsqu'un pays n'a toujours pas promulgué ni adopté de loi forestière). Il convient de préciser que ces différentes phases ne sont pas exclusives. Ainsi, par exemple, sur une même période donnée, un pays peut à la fois promulguer une première loi forestière puis adopter son pendant réglementaire pour ensuite proposer une révision des textes déjà adoptés.

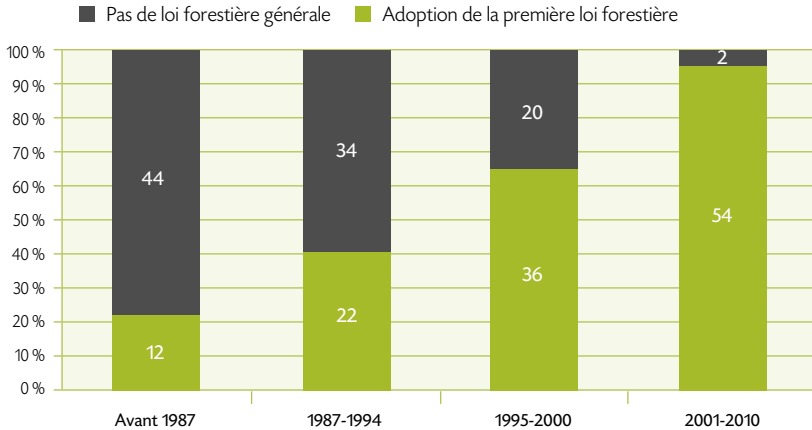
GIF/FIF. Durant toute cette période, la tendance est à la promulgation des premiers codes forestiers^[24]. 14 pays supplémentaires se dotent ainsi d'une loi forestière (cf. tableau 5). 13 pays réglementent leur loi forestière pour la première fois (cf. graphique 3). La révision des lois forestières générales déjà existantes et des décrets d'applications correspondants a concerné 11 pays au cours de cette période et 14 pays ont adopté une loi traitant de la forêt de manière secondaire (cf. graphique 3). En 2000, 36 pays tropicaux ont donc adopté leur loi forestière. Il reste cependant encore 20 pays, soit environ 35 % des pays tropicaux, qui n'en disposent pas (cf. graphique 2).

4. Les années 2001-2010 : le creux de 2001 est suivi d'une nouvelle phase d'activité juridique avec un premier pic en 2002, un deuxième en 2005 puis un troisième en 2008 (cf. graphique 1). Le pic de 2002 peut être lié à la volonté exprimée par un ensemble d'institutions (FAO, OIBT, CIFOR, FNUF), au cours de la conférence d'Oslo (janvier 2001) puis de la V^e Conférence des Parties (COP5) sur le climat (novembre 2001), de mettre en place au niveau national, suivant un cadre légal, des PC&I de GDF, sur lesquels nous reviendrons en troisième partie. Cette période correspond également à la conférence de Johannesburg et à une phase où le développement des partenariats public-privé est au cœur des changements de l'aide publique au développement. Le second pic constaté au cours de cette période, en 2005, peut être associé à l'entrée en vigueur du protocole de Kyoto et aux premières discussions menées sur le mécanisme de REDD, sur lequel nous reviendrons également, et qui nécessite une révision des textes de lois déjà existants. Un grand nombre de pays (18) adoptent pour la première fois leur loi forestière au cours de cette période (cf. tableau 5). C'est aussi la plus importante phase de révisions des politiques forestières : elle concerne 23 pays tropicaux (cf. graphique 3). Par ailleurs entre 2001 et 2012, 18 pays ont renforcé leur législation par voie réglementaire et 14 ont mis en place d'autres lois secondaires relatives aux enjeux forestiers (cf. graphique 3). En 2010, 2 pays qui n'ont toujours pas de loi forestière générale, 54 en sont dotés et 43 ont réglementé leur première loi forestière (cf. graphique 2 et tableau 5).

[24] Un code juridique correspond à un recueil de lois et de règles définies par un État. Nous utilisons cette terminologie lorsque que nous parlons à la fois des textes législatifs et réglementaires.

Les graphiques 2 et 3 représentent la production de textes juridiques concernant la forêt pour l'ensemble des pays tropicaux identifiés.

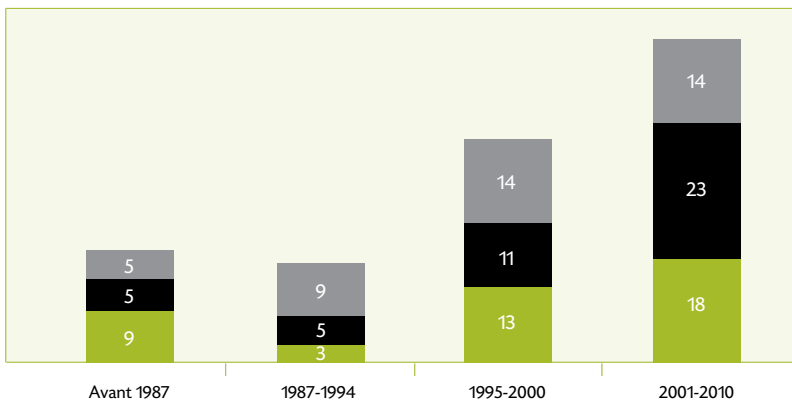
Graphique 2 *Évolution de la procédure d'adoption de la loi forestière principale*



Les résultats sont exprimés en pourcentage relatif du nombre total de pays analysés et chaque colonne mentionne le nombre de pays concernés.

Graphique 3 *Activité de réglementation, de révision, et d'extension des lois couvrant le domaine des forêts.*

■ Réglementation de la première loi forestière ■ Autres lois abordant les forêts
■ Adoption / Révision d'une nouvelle loi ou réglementation forestière



Chaque colonne mentionne, par région et activité abordée, le nombre de pays concernés.

Sources : auteurs.

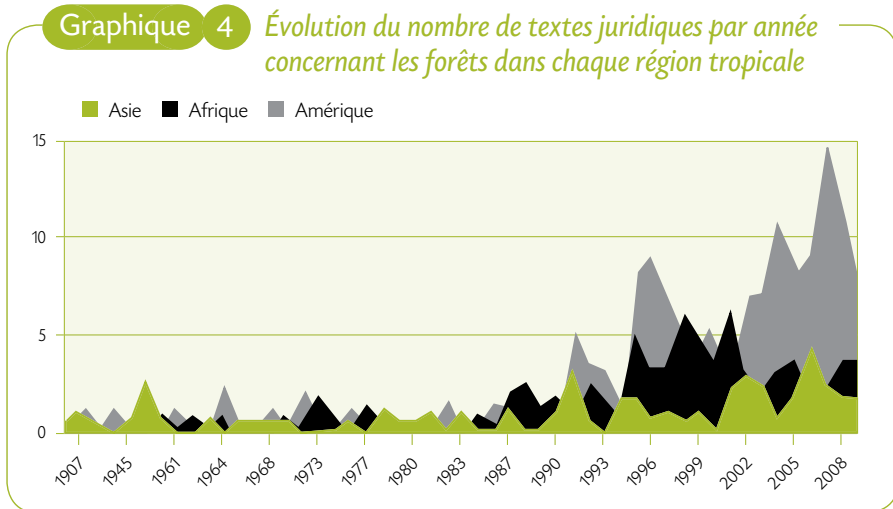
Tableau 5 *Évolution par continent du nombre de pays établissant les différentes procédures accompagnant la production de textes juridiques forestiers*

Période	Région tropicale	Procédures				
		Adoption de la première loi forestière	Réglementation de la première loi forestière	Adoption/ Révision d'une nouvelle loi ou réglementation forestière	Autres lois ou règlements	Pas de loi forestière générale
Avant 1987	Afrique	4	3	1	1	22
	Amérique	3	2	1	1	13
	Asie	5	4	3	3	9
	Total	12	9	5	5	44
1987-1994	Afrique	6	2	2	2	16
	Amérique	2	1	1	5	11
	Asie	2	0	2	2	7
	Total	10	3	5	9	34
1995-2000	Afrique	8	6	3	7	8
	Amérique	4	5	4	6	7
	Asie	2	2	4	1	5
	Total	14	13	11	14	20
2001-2010	Afrique	6	7	8	5	2
	Amérique	7	7	10	7	0
	Asie	5	4	5	2	0
	Total	18	18	23	14	2
Bilan en 2010		54 pays ont adopté leur loi forestière	43 pays ont réglementé leur loi forestière	Il y a eu 44 phases de révision ou/et d'adoption de nouvelle loi ou réglementation forestière	Il y a eu 42 phases d'adoption de loi ou règlement abordant la forêt de manière secondaire	2 pays n'ont pas de loi forestière

Source : auteurs.

2.2.2. Des différences régionales

Une analyse complémentaire, par zone géographique, permet de souligner quelques différences entre les bassins tropicaux (cf. graphique 4).



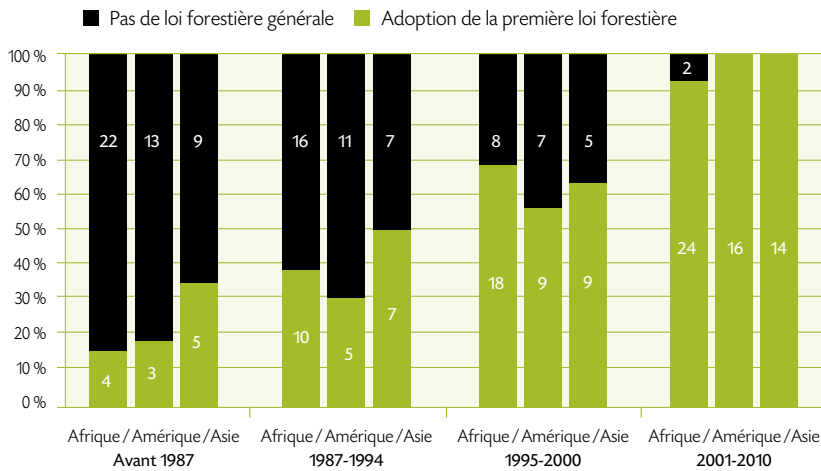
Source : auteurs.

La période d'avant 1987 montre une plus forte production de textes pour l'Asie en général. On dénombre ainsi, sur cette période, 24 textes produits pour l'Asie, 12 pour l'Afrique et 11 pour l'Amérique du Sud. Pour l'Asie, la production demeure relativement constante jusqu'à 2010 avec une légère augmentation à partir de 2002. Pour l'Afrique, la production semble démarrer plus significativement à partir de 1987 et reste relativement active jusqu'à 2010, avec une période plus productive entre 1996 et 2003, qui correspond à la période de la mise en place des PFN. Pour l'Amérique, enfin, la production est amorcée à partir de 1992 puis augmente jusqu'en 1999 avant de chuter. À partir de 2002, le nombre de textes produits dans cette région augmente alors à nouveau et de manière importante jusqu'en 2010. Cette dynamique correspond à la période où la logique est de favoriser la mise en place de critères et indicateurs et d'instruments de marché qui nécessitent une révision des textes dans les lois forestières comme dans les autres lois touchant aux forêts.

En ce qui concerne plus précisément la promulgation de la loi forestière principale et de sa réglementation (cf. graphiques 5 et 6), les dynamiques par période sont significativement les mêmes pour les différentes régions, si ce n'est que l'Asie semble quelque peu précurseur en la matière si l'on regarde la proportion de pays concernés (période pré-1987) suivie par l'Afrique (période post 1995) et enfin l'Amérique (période post 2000). On constate également que l'activité réglementaire prend rapidement le relais de l'activité législative, ce qui montre une volonté générale d'application des nouvelles lois.

Les graphiques 5 et 6 montrent la production de textes juridiques concernant la forêt pour chacune des régions tropicales identifiées.

Graphique 5 Évolution de la procédure d'adoption de la loi forestière principale

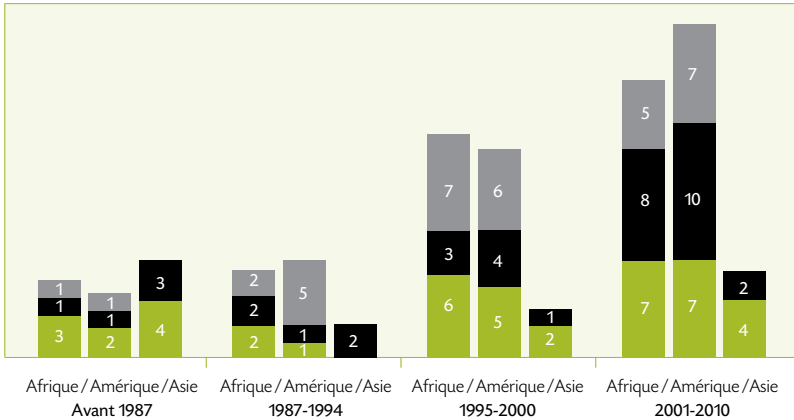


Les résultats sont exprimés en pourcentage relatif du nombre total de pays analysés et chaque colonne mentionne le nombre de pays concernés pour chaque région.

Source : auteurs.

Graphique 6 *Activité de réglementation, de révision, et d'extension des lois couvrant le domaine des forêts*

■ Réglementation de la première loi forestière ■ Autres lois abordant les forêts
 ■ Adoption/Révision d'une nouvelle loi ou réglementation forestière



Chaque colonne mentionne, par région et activité abordée, le nombre de pays concernés.

Source : auteurs.

Les pics d'activité législative et réglementaire ne se situent pas tout à fait aux mêmes périodes pour les différentes régions tropicales. On note que la dynamique de production de lois abordant la forêt de manière secondaire (cf. graphique 6) concerne plus spécifiquement l'Amérique, ce qui pourrait laisser penser que l'approche est moins sectorielle que dans les autres régions.

Les tendances générales de la dynamique législative et réglementaire étant décrites, intéressons-nous à présent au contenu des politiques forestières.

2.3. Analyse du contenu des politiques forestières

Les questions que nous posons ici sont les suivantes : Dans quelle mesure les textes analysés ci-avant se réfèrent-ils à la GDF, et quelles sont les thématiques traitées ? Cette analyse de contenu ne concerne que les textes francophones et anglophones, et n'a donc pas permis de couvrir l'analyse des pays sud-américains^[25].

2.3.1. Quelle référence à la gestion durable des forêts ?

Une première analyse du corpus de textes juridiques constitué pour cette partie de l'étude^[26] (202 textes anglophones et francophones) montre tout d'abord qu'une majorité de textes faisant partie du corpus des politiques forestières des pays tropicaux ne traite pas de GDF ou des sujets associés : sur les 128 textes anglais retenus, seuls 21 y font référence et sur les 74 textes en français retenus, seuls 20 abordent ces questions. Au final, 41 documents concernant 27 pays d'Afrique et d'Asie font référence à la GDF. Deux cas de figures se présentent :

- certains pays font référence à la GDF de manière explicite. Parmi les 27 cités ci-avant, cela concerne 13 pays (cf. tableau 6) dont 3 l'évoquent directement dans le titre de leur politique forestière^[27] (cf. tableau 7). Il s'agit souvent de réglementations qui viennent préciser l'application de la loi forestière. Pour ces pays, l'utilisation des terminologies *gestion durable des forêts*, *aménagement durable des forêts*, *sustainable forest management* en anglais, ou toute autre déclinaison française ou anglaise du terme (*gestion durable des ressources forestières*, etc.) se fait à de nombreuses reprises dans le texte. Toutefois, il n'est jamais fait référence à une définition claire de ce qu'est la GDF ;
- pour les 14 autres pays faisant référence à la GDF, cette dernière est faite de manière implicite, c'est-à-dire que le terme « gestion durable des forêts » n'est en soi pas cité tel quel. La *durabilité* est néanmoins abordée en utilisant les concepts de *développement durable*, ou de *développement durable du secteur forestier*.

[25] Cette analyse s'est appuyée sur le corpus de textes de lois que nous avons constitué (334 textes). Néanmoins, faute de compétences linguistiques suffisantes, nous avons décidé d'écarter les 132 textes issus des pays hispanophones et lusophones. Les analyses présentées ci-après se sont donc appuyées sur 202 textes juridiques (législatifs, réglementaires, etc.), dont 128 textes en anglais et 74 en français, concernant 22 pays d'Afrique, 14 pays d'Asie du Sud-Est et 3 pays d'Amérique du Sud.

[26] L'analyse a consisté en une recherche dans les énoncés et les corps de texte des 202 textes retenus, les occurrences des termes « *gestion* », « *durable* » et de quelques termes associés tels que « *aménagement durable* », « *gestion soutenable* », « *gestion rationnelle* », « *gestion participative* », etc. La même méthodologie a été utilisée pour les textes anglophones avec les termes choisis traduits en anglais.

[27] Il s'agit du Cameroun, du Congo et des Philippines.

Six d'entre eux utilisent une terminologie vraiment distincte mais qui s'en rapproche : *community forest management*, *sustainable yield management*, *gestion rationnelle et équilibrée*, etc. (cf. tableau 6).

Tableau 6 Les références à la GDF dans les textes juridiques pour les pays d'Afrique et d'Asie du Sud-Est

Pays	Année	Type juridique	Nombre de textes	Renvois à la « gestion durable des forêts »		Terminologie / Sémantique
				Explicite	Implicite	
Afrique						
Bénin	1996	Décret	1	x	x	« Gestion durable des forêts » « Gestion participative »
Burundi	-	-	-	-	-	-
Cameroun	1994 - 1995	Loi - Décret	2	x	x	« Gestion durable des forêts » « Gestion participative » « Gestion intégrée » « rendement soutenu »
Congo (Rép.)	2000 - 2007 - 2009	Loi - Arrêté (x2)	3	x	x	« Aménagement rationnel des ressources » « Gestion concertée et participative »
Congo (R.D)	2002 - 2006	Loi - Arrêté (x2)	3	x	x	« Gestion durable des forêts » « Gestion rationnelle des ressources »
Côte d'Ivoire	-	-	-	-	-	-
Gabon	2001	Loi	1	x		« Gestion durable des forêts »
Gambie	1998	Act	1		x	« Community forest management »
Ghana	1997	Act	1		x	« Sustainable management of timber resources »

...

Pays	Année	Type juridique	Nombre de textes	Renvois à la « gestion durable des forêts »		Terminologie / Sémantique
				Explicite	Implicite	
Guinée	1999	Loi	1		x	« Gestion rationnelle et équilibrée »
Liberia	2003	Act	1	x		« Sustainable protection forest management »
Madagascar	1997 - 2005	Loi (x2) - Décret (x2)	4	x	x	« Gestion durable des forêts » « Gestion durable des aires protégées »
Nigeria	-	-	-	-	-	-
Ouganda	1995	Act	1	-	-	« Sustainable protection forest management »
République centrafricaine	1990	Loi	1		x	« Gestion rationnelle et soutenue de l'écosystème forestier »
Rwanda	-	-	-	-	-	-
Sénégal	1998	Loi	1		x	« Bonne gestion forestière »
Sierra Leone	-	-	-	-	-	-
Tanzanie	1996	Act	1	x	x	« Sustainable forest management » « community forest management »
Tchad	1998	Loi	1		x	« Gestion rationnelle et durable de l'environnement et de ses ressources »
Togo	2008 - 2009	Loi - Décret	2	x		« Gestion durable des forêts »
Zambie	1999 - 2006	Act - Regulations	2	x	x	« Sustainable forest management » « Joint forest management »

...

...

Pays	Année	Type juridique	Nombre de textes	Renvois à la « gestion durable des forêts »		Terminologie / Sémantique
				Explicite	Implicite	
Asie						
Bangladesh	-	-	-	-	-	-
Birmanie	1992	Law	1		x	« Sustained yield of forest products »
Brunei Darussalam	-	-	-	-	-	-
Cambodge	2003	Law	1		x	« Sustainable management of forest resources » « Community forest management »
Chine	-	-	-	-	-	-
Inde	2003	Rules	1		x	« Sustainable use of biodiversity »
Indonésie	1999	Act	1	x		« Sustainable forest management »
Laos	2007	Law	1		x	« Sustainable management of forest resources » « Sustainable logging »
Malaisie	1992	Act	1		x	« Sustainable development of forest resources »
Papouasie-Nouvelle-Guinée	1991	Act	1		x	« Sustained yield of forest products »
Philippines	1995 - 2007	Executive Order - Act (x2)	3	x		« Sustainable forest management » « Community based forest management »
Sri Lanka	2009	Act	1		x	« Sustainable management of forest resources »
Thaïlande	-	-	-	-	-	-
Vietnam	2004 - 2006	Law - Decree - Directive	3	x		« Sustainable forest management »

Source : auteurs.

Tableau 7 Référence explicite par pays à la GDF dans l'énoncé du texte juridique forestier

Pays	Année	Type juridique	Intitulé du texte juridique
Afrique			
Cameroun	1999	Arrêté	Arrêté portant création d'un Comité permanent de suivi de la mise en œuvre des résolutions de la Déclaration de Yaoundé sur la conservation et la gestion durable des forêts tropicales
Congo	2007	Arrêté	Arrêté définissant les directives nationales d'aménagement durable des concessions forestières
Congo	2009	Arrêté	Arrêté portant création du comité de pilotage du projet d'appui à la gestion durable des forêts du Congo
Congo	2009	Arrêté	Arrêté fixant les modalités de mise en œuvre du projet d'appui à la gestion durable des forêts du Congo
Asie			
Philippines	2007	Act	An Act Providing for Sustainable Forest Management
Philippines	2009	Act	An Act Providing for Sustainable Forest Management
Philippines	2010	Act	An Act Providing for Sustainable Forest Management
Philippines	2007	Act	An Act Providing for the Sustainable Management of Forest Resources and for Other Purposes
Philippines	2010	Act	An Act Providing for the Sustainable Management of Forest Resources and for Other Purposes
Philippines	2008	Rules	Guidelines and procedures for the recognition, documentation, registration and confirmation of all Sustainable Traditional and Indigenous Forest Resources Management Systems and Practices (STIFRMSP) of Indigenous Cultural Communities or Indigenous Peoples in ancestral domain/land

Source : auteurs.

Bien que les juridictions forestières nationales diffèrent souvent d'un pays à l'autre, une étude plus précise des 202 textes retenus pour cette analyse de contenu a néanmoins permis de dégager certaines tendances que nous allons maintenant présenter. Elle permet notamment de souligner une hybridation entre, d'une part, une forme de continuité par rapport aux anciennes juridictions (réaffirmation de la souveraineté des États et du contrôle des droits d'utilisation) et, d'autre part, l'introduction d'éléments nouveaux qui répondent aux besoins de la GDF.

2.3.2. L'héritage des anciennes juridictions forestières

La réaffirmation de la souveraineté des États : le régime forestier public

Suivant la déclaration des principes forestiers adoptée en 1992 : « [...] *les États ont le droit souverain d'exploiter leurs propres ressources selon leur politique d'environnement* » (Nations unies, 1992b). L'analyse des textes montre à ce propos, en particulier pour l'Afrique, une constance des codes forestiers quant à la souveraineté des États sur les ressources forestières. Cette souveraineté se traduit par l'attribution de droits permanents de propriété à l'État sur les forêts et les ressources qu'elles fournissent, la délimitation des domaines forestiers publics et/ou le renforcement du contrôle des modalités de gestion des forêts par l'État : « *Les forêts sont la propriété de l'État* » (République démocratique du Congo, 2002b, Art. 7). « *Les ressources forestières constituent un bien d'intérêt national. À cet effet, elles doivent faire l'objet d'un régime de protection qui assure leur gestion durable* » (République togolaise, 2008, Art. 3). « *Toutes les forêts au sein du territoire de la république d'Indonésie, incluant la santé naturelle contenu dans celles-ci, sont contrôlées par l'État pour une prospérité maximum du peuple* »^[28] (Republic of Indonesia, 1999, Art. 4). Cette caractéristique apparaît relativement commune aux pays francophones (Granier, 2008) et à quelques pays anglo-saxons d'Asie, suivant les principes d'appropriation étatique des ressources forestières hérités des pays colonisateurs.

Certaines spécificités dans l'établissement des domaines forestiers sont néanmoins notables. Dans le Bassin du Congo^[29], par exemple, on peut à la fois trouver des domaines forestiers publics permanents, des domaines forestiers (publics) non permanents, des domaines privés, des domaines de forêts rurales, etc. En Asie, il semble que le système ait évolué vers plus de décentralisation.

Les régimes de propriété privée sont par ailleurs généralement abordés dans les textes forestiers. La complexité des modalités et des conditions d'accès à la propriété rend cependant très imprécis l'exercice de ce droit, surtout en Afrique. Il faut notamment généralement pouvoir justifier d'un titre foncier ancien et prouver que la forêt concernée est l'œuvre d'une plantation volontaire, et non d'une forêt naturelle, comme le montre l'exemple du Congo: « *Toute personne physique [...] qui plante des arbres forestiers sur un terrain relevant du domaine forestier non permanent,*

[28] Traduction des auteurs : « *All forests within the territory of the Republic of Indonesia, including the natural wealth contained therein, are controlled by the State for the maximum prosperity of the people* ».

[29] Pour davantage de précisions, se référer à la comparaison des cadres juridiques dans les six pays du Bassin du Congo du PFBC (2008).

acquiert la jouissance exclusive du terrain planté et la propriété des arbres qui s'y trouvent, sous réserve : des droits des tiers ; que le nombre des arbres plantés excède celui des arbres ne résultant pas de la plantation ; que les limites du terrain planté soient clairement matérialisées. » (République du Congo, 2000, Art. 36). Dans les pays anglo-saxons, d'Afrique et d'Asie, la logique privée concerne les titres fonciers appartenant à des personnes morales mais aussi des titres fonciers établis au nom de collectivités (village, commune, etc.) : « Les forêts privées sont : les forêts sur les terres du village appartenant à un ou plusieurs individus avec des droits coutumiers d'occupation ; les forêts sur toutes autres terres, villageoises ou non, pour lesquelles les droits d'occupation ou un bail à été accordé à une ou plusieurs personnes, à un partenariat, à une entreprise, à une organisation non-gouvernementale ou à tout autre groupe avec l'objectif de gérer la forêt, et qui doit être mis en œuvre selon les recommandations de la présente loi »^[30] (United Republic of Tanzania, 2002, Art. 4) ; « Tout individu qui plante un arbre dans un domaine privé ou dans une forêt publique où les droits ont été cédés, a le droit de maintenir, développer, utiliser, vendre et distribuer ses produits »^[31] (Kingdom of Cambodia, 2003a, Art. 46).

Ainsi, bien qu'il existe des différences dans le droit foncier forestier et l'accès aux ressources des forêts, on constate, néanmoins, que le régime public est largement majoritaire au regard des superficies couvertes (FAO et OIBT, 2011). De plus, quel que soit le régime concerné, l'État conserve systématiquement un droit de surveillance et d'intervention.

Restriction des droits d'utilisation

La dynamique croissante de production de textes a également conduit à renforcer la restriction de la durée de prélèvement et de la gamme des ressources exploitables (Nguiffo, 2008). Tout prélèvement de ressources issues des forêts à des fins économiques doit ainsi être justifié et validé par l'administration forestière. Ces prélèvements sont particulièrement encadrés dans le cas du domaine forestier public soumis à exploitation (concessions, permis d'exploitation) et sont en général plus flexibles dans le cas des forêts communautaires et privées. Toutefois, la recherche de la durabilité

[30] Traduction des auteurs : « *Private forests which are: forests on village land held by one or more individuals under a customary right of occupancy; forests on general or village land of which the rights of occupancy or a lease has been granted to a person or persons or a partnership or a corporate body or a Non-Governmental Organisation or any other body or organisation for the purpose of managing the forest which is required to be carried out in accordance with this Act* ».

[31] Traduction des auteurs : « *Any individuals that plant trees on private land or on state forest land where they have granted user rights, have the right to maintain, develop, use, sell, and distribute their products* ».

semble avoir poussé à encadrer et restreindre les droits d'usages y compris dans des domaines où la gestion devait être décentralisée de manière à permettre aux communautés de prendre des décisions de manière autonome. C'est ce que montrent les exemples centrafricain et cambodgien suivants : « *Les réserves naturelles intégrales et les périmètres de reboisement sont affranchis de tous droits coutumiers d'usage* » (République centrafricaine, 1990, Art. 17) ; « *Les communautés [...] doivent récolter, transformer, transporter et vendre les produits forestiers et les PFNL selon les conditions suivantes : (i) la récolte de produits forestiers pour la vente ou le troc ne doivent pas être autorisés durant les cinq premières années d'établissement du plan de gestion forestière communautaire ; (ii) le paiement de redevances ou de primes sur les produits forestiers et les PFNL comme décrit dans l'Article 55 de la Loi forestière ; et (iii) suivre les termes et conditions du plan de gestion forestière communautaire approuvé* »^[32] (Kingdom of Cambodia, 2003b, Art. 12).

Si ces thématiques étaient donc déjà présentes dans les politiques forestières, l'avènement de la GDF a introduit de nouveaux éléments que nous allons maintenant présenter.

La modernisation des politiques forestières

Avec l'appui de la coopération internationale, les principales innovations introduites dans les politiques forestières ont consisté en la normalisation règlementée d'instruments de gestion, en particulier les plans d'aménagement pour les pays d'Afrique, de manière à optimiser l'exploitation des forêts dans une perspective qui se veut plus durable.

Outils cartographiques et plan d'affectation des terres

La volonté d'optimiser l'aménagement des territoires s'est ainsi traduite, pour certains pays, par la promulgation d'une réglementation généralisant l'usage des outils de cartographie, de délimitation et de plan d'affectation des terres et des forestiers : « [...] *un plan de situation décrivant les limites de ladite forêt, accompagné d'une carte géographique à l'échelle 1:200000 et d'une copie du plan d'affectation des terres de la région concernée [...]* » (République du Cameroun, 1995, Art. 17 ; Republic of Indonesia, 1999 ; Socialist Republic of Vietnam, 2004 ; Lao People's Democratic Republic, 2007). La cartographie des usages et des droits au sein des différents domaines forestiers s'inspire le plus souvent des abondantes analyses socioéconomiques, écologiques,

[32] Traduction des auteurs : « *Communities [...] may harvest, process, transport and sell forest products and NTFPs in accordance with the following conditions: – Harvest of forest products for selling or bartering shall not be allowed within the first 5 years of approval of the Community Forest Management Plan. ; – Payment of any required royalties or premiums on forest products and NTFPs as prescribed in Article 55 of Forestry Law ; and – Terms and conditions in an approved Community Forest Management Plan* »

politiques, géographiques menées dans les PED depuis un demi-siècle. Elle doit permettre d'identifier les zones les plus soumises aux perturbations et nécessitant une attention accrue. Elle permet également de garder un œil prospectif sur l'utilisation des ressources et leur valorisation économique (Nguiffo, 2008).

Généralisation des plans d'aménagement

Comme nous l'avons montré en première partie de cet ouvrage, l'aménagement forestier, en tant que tel, n'est pas une nouveauté. En revanche, l'innovation majeure est sa généralisation et son opérationnalisation au travers de la définition et la mise en œuvre de « plans d'aménagements ». C'est particulièrement le cas pour les pays du Bassin du Congo (Nguiffo, *ibid.*)^[33]. L'objectif, la structure que doit avoir un plan d'aménagement et la mise en œuvre à laquelle il doit conduire sont alors souvent détaillés dans la loi forestière principale d'un pays, ou au sein d'un arrêté réglementaire spécifique (République centrafricaine, 1991 ; République gabonaise, 1993 ; République du Cameroun, 2001 ; République démocratique du Congo, 2002a ; République du Congo, 2006). Toutefois, il reste encore des pays où les législateurs se sont gardés de clarifier les concepts en ne donnant aucune précision sur le contenu nécessaire à intégrer dans ces plans d'aménagement (République du Burundi, 1985 ; République centrafricaine, 1990), ou en proposant simplement une liste ouverte d'éléments à prendre en compte au sein d'un plan d'aménagement (République du Rwanda, 1988, Art. 46 ; République gabonaise, 2001, Art. 21).

Les contours du plan d'aménagement apparaissent de manière plus détaillée dans les pays francophones que dans les pays asiatiques. En Asie du Sud-Est, la tendance a en effet été différente puisque l'Asie disposait depuis longtemps de schémas de planification d'utilisation des ressources (FAO, 2011). On ne peut donc pas parler d'innovation en tant que telle.

Les plans à adopter restent peu détaillés dans les textes de loi de ces pays, la responsabilité étant déléguée aux « institutions compétentes », ce qui concorde avec le phénomène de décentralisation de l'administration forestière au sein de ces pays (entretien CIFOR ; Texier et Kante, 2005) : la mise en place des plans d'aménagement doit se faire en accord avec le cadre national et conformément aux schémas de développement nationaux, mais leur conception est transférée à des échelles de décisions sous-nationales, voire sous-régionales (parfois même au niveau de la communauté rurale). La loi forestière en Papouasie-Nouvelle-Guinée en fournit un bon

[33] Nous estimons pouvoir parler d'innovation en Afrique dans la mesure où presque aucun schéma de planification de l'aménagement n'existait avant les réformes des politiques forestières.

exemple : elle exige l'élaboration de plans nationaux, de plans provinciaux, de plan de gestion de 5 ans et de plans de coupe annuels sur des mêmes unités forestières (Independent State of Papua New Guinea, 1991).

Malgré ces tendances, chaque pays a élaboré un cadre juridique national qui lui est propre. Le plan d'aménagement n'a pas la même valeur juridique d'un pays à l'autre. Ainsi, dans certains pays, si la loi spécifie bien que les opérations forestières doivent être en totale adéquation avec les plans d'aménagement (République de Guinée, 1999), sous peine de pénalités administratives (République du Sénégal, 1999), dans d'autres pays, leur transgression peut avoir la valeur juridique d'un crime (République du Congo, 2000). Enfin, certains pays n'accordent aux plans d'aménagement qu'une valeur contractuelle entre l'État et l'exploitant et leur utilisation n'est requise que pour l'obtention de permis de concessions (République du Cameroun, 1994).

Des concessions forestières plus étendues et soumises à des conditions d'aménagement durable

L'évolution des textes forestiers a également permis de sécuriser les droits des industriels du secteur bois en favorisant les modalités d'exploitation et d'attribution des espaces exploitables (Granier, 2008). Le modèle d'attribution sous la forme de concessions forestières semble assez généralisé aujourd'hui dans le monde, et est devenu, au fil des réformes juridiques, un outil de gestion des forêts à part entière. On trouve ainsi des concessions forestières dans les trois bassins tropicaux^[34]. Elles couvrent des surfaces très variables, allant de quelques dizaines d'hectares jusqu'à des centaines de milliers d'hectares (Gray, 2002). Ce schéma entérine la délégation de gestion et d'exploitation des ressources d'un domaine forestier de l'État à une entité donnée, pour une durée déterminée, sous conditions plus ou moins contraignantes. Cependant, la nature des titres et les droits concédés diffèrent d'un pays à l'autre. Les permis d'exploitation et d'aménagement (République centrafricaine, 1990, Art. 27 ; Republic of the Union of Myanmar, 1992, Art. 17 ; Republic of the Philippines, 2010, Sec. 3), les conventions de transformation industrielle (République du Congo, 2000, Art. 65), les conventions d'exploitation (République du Cameroun, 1994, Art. 44), les licences de plantations forestières industrielles (Republic of the Philippines, 1991) et les concessions forestières (Republic of Zambia, 1999, Art. 43 ; République gabonaise, 2001, Art. 97 ; Kingdom of Cambodia, 2003a, Art. 13) sont autant de terminologies

[34] Principalement au Liberia, en Côte d'Ivoire, au Ghana, au Cameroun, au Gabon, au Congo, en République démocratique du Congo, en République centrafricaine, en Zambie, en Malaisie, en Indonésie, en Papouasie-Nouvelle-Guinée, au Cambodge, au Myanmar, au Philippines, au Suriname, en Guyana, au Venezuela, en Bolivie, au Nicaragua, au Guatemala, au Pérou et au Brésil.

qui désignent le transfert de gestion depuis le gouvernement d'un pays vers des entités privées. L'une des innovations apportées par les réformes à propos de ce modèle concerne la durée et la superficie de ces concessions forestières (Nguiffo, 2008). Si les superficies et les durées légales des concessions diffèrent d'un pays à l'autre, les révisions les ont généralement étendues dans beaucoup d'entre eux afin d'inciter les exploitants à adopter des pratiques plus durables : ces derniers disposent de plus de temps pour amortir le coût de la gestion mais aussi de plus d'espace, ce qui doit leur permettre de limiter les pertes causées par l'exploitation illégale (Gray, *ibid.* ; Texier et Kante, 2005). La constitution d'un plan d'aménagement dans le cadre des dispositions réglementaires nationales et sa mise en œuvre sont souvent requises pour toute exploitation en concession, ce qui a également vocation à garantir la durabilité de l'exploitation menée. Bien qu'affichant une volonté de tendre vers une GDF, ces conditions sont néanmoins peu encadrées par les textes si ce n'est *via* la mention de mesures punitives comme l'annulation du permis et le paiement de pénalités financières en cas de non-respect des clauses.

Des avantages fiscaux conçus en faveur des exploitants

L'exploitation des ressources ligneuses représente, pour un grand nombre de pays tropicaux, une source importante de devises. L'exploitation à grande échelle est généralement menée sous la responsabilité d'investisseurs privés. Afin de sécuriser la régularité des recettes issues de l'exploitation de leurs forêts, une majorité des lois forestières en Afrique centrale, et de quelques pays d'Asie du Sud-Est, se sont orientées vers de nouveaux régimes fiscaux particulièrement incitatifs pour les exploitants.

On trouve ainsi, d'une part, des dévaluations des taux des taxes sur les activités liées à l'exploitation forestière. C'est par exemple le cas du Cameroun, où les taxes d'abattage et d'exportation ont respectivement été fixées à 2,5 % et 7,5 %, soit à des taux nettement inférieurs à ceux fixés dans les législations passées, respectivement de 5 % et de 40 % (Nguiffo, 2008).

D'autre part, aux dévaluations des taxes, se sont ajoutées diverses incitations, généralement associées au développement d'activités de conservation et de plantation (République de Côte d'Ivoire, 1965 ; République du Rwanda, 1988 ; Republic of the Union of Myanmar, 1992 ; République de Guinée, 1999 ; République démocratique du Congo, 2002b ; Lao People's Democratic Republic, 2007 ; République togolaise, 2008). L'ensemble de ces innovations fiscales encourage et favorisent les acteurs du secteur privé, qui sont ainsi en mesure de gérer de vastes concessions. Les États, qui exigent moins de taxes, transfèrent globalement leurs responsabilités de GDF au secteur privé, sur le volet économique, mais également sur le volet environnemental,

encourageant les exploitants à adopter des pratiques plus durables par le biais de mesures de conservation, et sur le volet social, en les incitant à mettre en œuvre une gestion participative.

La reconnaissance juridique de la « gestion participative »

L'une des tendances majeures apportées par les réformes du secteur forestier a également concerné l'institutionnalisation et la création de normes pour une gestion des écosystèmes forestiers par les communautés locales. La « *gestion participative* » a une définition juridique dans de nombreux pays^[35]. Elle passe par un transfert des droits et des instruments de gestion du gouvernement aux communautés locales. Ce type de gestion prend diverses formes selon le degré de décentralisation des responsabilités de gestion, allant d'une gestion conjointe avec les États jusqu'au transfert total des instruments de gestion aux communautés. Pour un certain nombre de pays, la gestion participative, sous sa forme « *communautaire* », est même citée comme étant la condition *sine qua non* permettant de tendre vers une GDF^[36]. Par ailleurs, nombreuses sont les lois qui cherchent aussi à favoriser l'intégration de la participation des acteurs locaux dans la formulation des politiques forestières^[37].

Dans la majorité des cas, comme nous l'avons déjà souligné, l'État conserve néanmoins un rôle de contrôle sur les modalités d'exploitation, via l'approbation et le suivi des plans d'aménagement^[38] ou des plans de gestion simplifiés^[39].

La redéfinition des espaces forestiers à vocation non commerciale

Hormis l'évolution des politiques publiques concernant les forêts à fonction de production, l'intégration de la GDF dans les législations nationales a également conduit les États à définir (ou redéfinir) de nombreux espaces forestiers à vocation non commerciale, certains ayant spécifiquement vocation à répondre aux enjeux de conservation des écosystèmes fragiles. Ces domaines forestiers présentent des

[35] Cf. Republic of the Philippines, 1995 ; République du Cameroun, 1995, Art. 27 ; United Republic of Tanzania, 1996, Art. 34 ; République de Madagascar, 1997, Art. 28 ; Republic of The Gambia, 1998, Art. 9 ; Republic of Indonesia, 1999, Art. 3 ; Republic of Zambia, 1999, Art. 25 ; République de Guinée, 1999, Art. 19 ; République du Congo, 2000, Art. 11 ; République gabonaise, 2001, Art. 156 ; République démocratique du Congo, 2002b, Art. 111 ; Kingdom of Cambodia, 2003a, Art. 40 ; Republic of Uganda, 2003, Art. 17 ; Republic of Liberia, 2006, Sec. 10.

[36] Cf. Republic of the Philippines, 1995 ; United Republic of Tanzania, 2002, Art. 3 ; Republic of the Philippines, 2010.

[37] Cf. République de Guinée, 1989, Art. 37 ; République du Cameroun, 1995, Art. 28 ; Republic of The Gambia, 1998, Art. 59 ; Republic of Indonesia, 1999, Art. 30 ; République gabonaise, 2001, Art. 156 ; Kingdom of Cambodia, 2003a, Art. 67 ; Republic of Liberia, 2006, Sec. 10.

[38] Cf. République de Guinée, 1989, Art. 37 ; République de Madagascar, 1997, Art. 28 ; République du Congo, 2000, Art. 45 ; United Republic of Tanzania, 2002, Art. 20 ; Republic of Uganda, 2003, Art. 28.

[39] Cf. République du Cameroun, 1995, Art. 31 ; Republic of the Gambia, 1998, Art. 60 ; République gabonaise, 2001, Art. 156.

degrés de protection variés, généralement définis par voie réglementaire. Pour un même pays, on peut alors retrouver un enchevêtrement de plusieurs de ces espaces non mutuellement exclusifs tels que (suivant les contextes nationaux) :

- les aires protégées (parcs nationaux, sanctuaires et réserves de faune et de flore),
- les forêts de protection (qui font souvent l'objet d'un régime spécifique en Asie),
- les forêts de récréation,
- les forêts d'enseignement et de recherche,
- les forêts de reboisement,
- les jardins botaniques et/ou zoologiques,
- les forêts sacrées.

Tous ces espaces sont soumis à des plans d'aménagement, dont l'objectif et le contenu sont fixés par voie réglementaire. L'exploitation commerciale et industrielle y est généralement restreinte et doit faire l'objet d'une autorisation de l'administration en charge.

Avant d'aborder les dispositifs de gestion concrètement mis en œuvre sous couvert de GDF, intéressons-nous, au sein de cette partie consacrée aux politiques publiques forestières, à la problématique de l'application des lois, qui a fait l'objet d'une attention particulière dans la perspective de la GDF.

2.4. Vers une meilleure application des lois : le contrôle de la légalité

Malgré l'importante activité juridique et institutionnelle mise en œuvre sur tous les continents depuis plus de vingt ans, aux niveaux national et international, les problèmes de gouvernance et d'application des textes juridiques restent prégnants. Depuis la fin des années 1990, la question du contrôle des pratiques illégales (qu'il s'agisse de l'exploitation ou du commerce des bois tropicaux) est souvent identifiée comme l'un des principaux obstacles à la mise en œuvre d'une GDF. L'appui de diverses initiatives bilatérales ou multilatérales, des agences de développement et des bailleurs de fonds, des ONG, des chercheurs, des acteurs du secteur privé et de multiples experts a conduit à la mise en place de plusieurs actions visant à renforcer les capacités institutionnelles et réglementaires des États, à améliorer les niveaux de gouvernance dans le secteur forestier et à élaborer, encore, de nouveaux instruments de régulation pour tenter de favoriser le respect et l'application des lois.

2.4.1. Le programme d'action du G8 sur les forêts

On peut ainsi citer, en premier lieu, le programme d'action sur les forêts du G8 lancé en 1998, qui s'est intéressé aux questions d'illégalité. Le G8 a notamment entrepris une série d'actions visant à évaluer la nature et l'étendue du commerce de bois illégal ainsi que les mesures de contrôle des activités qui y étaient directement liées. L'engagement des États vis-à-vis de ce programme fut néanmoins contrasté et le débat s'est fortement orienté autour de la nécessité de mettre rapidement en place un accord non contraignant sur les forêts (Brack, 2007). Malgré la résistance de certains, l'intérêt suscité au niveau international pour la problématique des pratiques illégales a conduit au ciblage d'actions prioritaires et à leur intégration au sein de programmes nationaux. Elles ont été soutenues par des financements de la coopération bilatérale et multilatérale, de l'OIBT et de partenariats régionaux pour les forêts (G8, 2002).

2.4.2. L'initiative du FLEG

Par ailleurs, à partir de la fin des années 1990, la Banque mondiale a initié une série de conférences ministérielles autour des questions d'application des lois et de gouvernance forestière. Elles ont eu pour objet d'assurer l'engagement politique des États et leur coopération aux niveaux national et régional en matière de lutte contre l'exploitation et le commerce illégaux et contre la corruption. Elles soulignaient alors la nécessité de mutualiser les efforts et de partager la responsabilité entre les gouvernements des pays producteurs de bois et des pays importateurs, le secteur privé concerné, les ONG et les agences de développement (IISD, 2001).

C'est dans ce contexte qu'a émergé l'initiative « application des lois forestières et gouvernance », ou FLEG, lors de la conférence ministérielle des pays d'Asie du Sud-Est à Bali en 2001 (IISD, *ibid.*). De nombreuses rencontres et réflexions ont ainsi eu lieu entre les décideurs politiques autour des questions de respect des lois en matière de gestion et de gouvernance dans le secteur forestier. L'initiative asiatique, l'ASEANFLEG, fut alors rapidement suivie par d'autres : l'AFLEG pour l'Afrique en 2003, l'ENAFLEG pour l'Europe et l'Asie du Nord en 2005, ainsi que d'autres actuellement en cours de réalisation (Amérique du Sud, pays du Caucase).

La participation de l'AFP, du PFBC, et des activités régionales de la FAO et de l'OIBT en matière d'application des législations forestières et de gouvernance ont donné l'élan nécessaire à la formulation d'actions communes. Dans le cadre du FLEG, le partage et l'échange d'informations au cours des conférences ont permis le ciblage des actions prioritaires à mettre en œuvre et devant ensuite être formalisées au cours d'une déclaration ministérielle pour un plan d'action indicatif (*Indicative Action Plan*)... devant être suivi de processus nationaux et régionaux.

2.4.3. Le Lacey Act

Autre exemple, parmi les nombreuses initiatives qui ont vu le jour pour traiter des questions d'exploitation et d'abattage illégal des forêts tropicales : la modification, en 2008, du Lacey Act de 1900 (USA, 2008, Sec. 8204) a marqué une étape importante dans le processus de lutte contre l'illégalité. Cette loi américaine ancienne traite du contrôle et de la pénalisation du commerce illégal de produits biologiques (faune et flore). En intégrant les bois tropicaux dans la liste des produits concernés par cette loi, la réforme de 2008 impose aux importateurs de bois de justifier de la provenance et du contexte dans lequel s'est faite l'extraction des produits ligneux tropicaux commercialisés aux États-Unis. Avec l'adoption de cette loi, les États-Unis sont devenus le premier pays à établir un cadre juridique contraignant qui interdit l'importation et le commerce de bois illégal.

2.4.4. Le plan d'action FLEGT

Le plan d'action Forest Law Enforcement, Governance and Trade^[40] (FLEGT) a, quant à lui, été élaboré en 2003 par la Commission européenne afin d'appuyer les actions menées au titre du FLEG (German *et al.*, 2010). Les principales actions impulsées par l'initiative FLEG ont ciblé le renforcement de la gouvernance au niveau de l'offre des pays producteurs de bois ; le FLEGT concerne également l'importation des bois en Europe (German *et al.*, *ibid.*).

Parmi l'ensemble des mesures qu'il propose, le plan FLEGT favorise la mise en place d'accords de partenariats volontaires (APV) négociés de manière bilatérale entre l'UE et un pays exportateur de bois tropical. Il repose sur la mise en œuvre d'un système de traçabilité du bois par les États producteurs via l'octroi de licences qui doivent permettre de justifier de la légalité des sources d'approvisionnement des bois importés. Selon ces accords, les pays exportateurs doivent donc développer des dispositifs de vérification de la légalité des activités de récolte et de transformation des bois, tandis que l'UE s'engage à soutenir la mise en place ou le renforcement de ces dispositifs. Ces derniers s'appuient sur des normes provenant d'initiatives internationales déjà existantes : Origine et légalité des bois (OLB) ; Timber Legality and Traceability (TLTV) ; Verification of Legal Origin (VLO) ; Verification of Legal Compliance (VLC) ; Legal Harvest Verification (LHV) ; Legality Verification System (LVS), etc. (PROFOREST, 2011). Ils peuvent être de nature différente en fonction du contexte national. Initialement prévu pour couvrir les produits ligneux comme les grumes,

[40] Traduction des auteurs : « Application des réglementations forestières, gouvernance et commerce ».

les bois de sciages, contreplaqués et placages, le FLEGT peut aussi couvrir d'autres gammes de produits, comme la pâte à papier ou les emballages, en fonction de chaque APV.

À ce jour, des APV ont été négociés entre l'UE et plusieurs pays exportateurs africains (Cameroun, Ghana, Congo, Liberia, République centrafricaine), d'autres sont en cours de signature (République démocratique du Congo, Gabon, Indonésie, Malaisie, Vietnam) ou en négociation (Birmanie, Bolivie, Cambodge, Colombie, Côte d'Ivoire, Équateur, Guatemala, Guyana, Honduras, îles Salomon, Laos, Papouasie-Nouvelle-Guinée, Pérou, Sierra Leone et Thaïlande).

Au-delà de la promotion de ces mécanismes volontaires de contrôle de la légalité des produits forestiers, le FLEGT encourage également le renfort de la gouvernance dans les pays producteurs de bois, pouvant potentiellement se conclure par une réforme juridique, même dans les pays n'ayant pas convenus d'APV. Par ailleurs, il soutient aussi des initiatives qui encouragent la responsabilité sociale des entreprises du secteur privé et favorisent le marché et l'échange entre ces organisations du secteur privé, les administrations et la société civile. Enfin, l'UE s'est engagée à réexaminer sa propre politique économique et financière de manière à lutter contre certaines pratiques telles que le recel ou le blanchiment d'argent, qui jouent un rôle non négligeable quant à l'importation de produits illicites. Par ailleurs, le règlement européen sur le bois (UE, 2010) est entré en vigueur en 2010 et sera appliqué à partir du 3 mars 2013. Il interdit formellement l'entrée sur le marché européen de bois, et de produits dérivés, issus de pratiques et de commerce illégaux, en réglementant le système d'APV et en instaurant le principe de diligence raisonnable (*due diligence*) pour les opérateurs économiques européens qui placent ces produits sur le marché pour la première fois. Le système de diligence raisonnable contraint les marchands de bois à mettre en place des procédures pour fournir une assurance raisonnable et vérifiable que les produits sont bien d'origine légale. Par cette mesure, le FLEGT se place à un niveau de juridiction contraignante proche du Lacey Act américain.

La GDF s'est donc peu à peu institutionnalisée au travers d'une forte activité juridico-institutionnelle qui s'est déroulée selon des phases successives dans tous les bassins forestiers. Cette activité s'est articulée entre, d'une part, une scène internationale qui n'a pas cessé, depuis la conférence de Rio, de s'organiser et d'œuvrer pour produire des cadres législatifs et des orientations réglementaires, et, d'autre part, des scènes nationales qui adaptent avec plus ou moins de difficultés leurs législations et leurs institutions aux cadres normatifs promus par les instances internationales. La notion de GDF laissant la voie à des interprétations multiples, les cadres normatifs à mettre

en œuvre s'avèrent mouvants et ont beaucoup évolué au cours de ces vingt dernières années. Si les États demeurent souverains sur le régime forestier public et contrôlent encore largement les normes de gestion des forêts, ils tendent à déléguer la gestion effective des ressources forestières à des entités privées. Cette délégation passe par l'établissement de nouvelles normes et d'instruments de gestion qui se standardisent (plans d'aménagements, instruments économiques,...) dans un contexte de développement et de libéralisation du marché des bois tropicaux, de fait peu contrôlé et qu'il s'agit de réguler.

Nous allons maintenant analyser plus précisément quels sont, parallèlement ou conjointement à cette dynamique juridico-institutionnelle, les dispositifs de gestion concrets qui se sont développés et qui ont été mis en œuvre pour instaurer une gestion durable des forêts tropicales.

3. La gestion durable des forêts : panorama des dispositifs de gestion promus

Rappelons que les sciences de gestion définissent les dispositifs de gestion comme un concept plus large que les outils de gestion. Ils spécifient « *quels types d'arrangements des hommes, des objets, des règles et des outils paraissent opportuns à un instant donné* » (Moisdon, 1997). Les dispositifs de gestion sont donc des assemblages de règles de coordination (et donc de jeux d'acteurs) et d'outils de gestion (et donc de formalités techniques) qui traduisent une logique de rationalisation et une volonté de maîtrise organisationnelle.

Les dispositifs de gestion promus afin de gérer durablement les forêts tropicales se sont diversifiés et renforcés ces dernières années, stimulés notamment par la forte activité normative que nous venons de décrire. Pour étudier ces derniers, nous nous sommes appuyés sur un corpus de plus de 2 000 références issues de la littérature scientifique, de la littérature grise, de mémoires d'étudiants, de cours proposés dans l'ancienne Ecole nationale du génie rural des eaux et forêt (ENGREF), qui forme les ingénieurs forestiers français, de documents de formulation et d'évaluation de projets ainsi que sur une série d'entretiens menés auprès d'acteurs du secteur forestier (cf. annexes 3 et 4). L'analyse de ce corpus nous a permis d'identifier trois grands types de dispositifs de gestion aux enjeux prioritaires distincts : des dispositifs visant à améliorer l'exploitation forestière, des dispositifs visant à améliorer le stockage du carbone et des dispositifs visant à accroître l'implication et la participation des populations locales dans la mise en œuvre de la GDF (cf. tableau 8). Nous les passons en revue plus précisément ci-après.

Tableau 8 Les trois grandes catégories de dispositifs de gestion durable des forêts tropicales

Améliorer l'exploitation forestière	Améliorer le stockage du carbone	Accroître la participation des populations locales
<ul style="list-style-type: none"> • Aménagement forestier durable • Exploitation à faible impact • Intensification sylvicole • Certification forestière (PC&I) 	<ul style="list-style-type: none"> • MDP-Forestier (Protocole de Kyoto) • REDD • Marché volontaire 	<ul style="list-style-type: none"> • Gestion conjointe des forêts (JFM) • Foresterie communautaire (CFM) • Autres formes de gestion participative (Forêts communales, etc.)

Source : auteurs.

3.1. Des dispositifs visant à améliorer l'exploitation forestière

Les dispositifs de gestion dont l'objectif premier est l'exploitation commerciale de bois d'œuvre sont les plus couramment évoqués lorsqu'il est fait référence à la gestion durable des forêts tropicales. L'idée que la « *gestion durable est au centre de la foresterie depuis son origine* » (Eba'a Atyi, 2001) est largement partagée. Nombreux sont ceux qui, comme la FAO (1994a), considèrent l'exploitation forestière comme indispensable au développement économique des pays et estiment que l'existence d'une demande et d'un marché du bois est un enjeu de sécurisation et de maintien de la ressource. Défendre une exploitation qui prenne en compte les enjeux sociaux et environnementaux en la conduisant de manière plus responsable constitue, selon eux, l'application même du principe de GDF. Les chiffres de la FAO (FAO et OIBT, 2011) relatifs aux fonctions des forêts montrent que, dans les faits, la fonction de production est importante sur les trois bassins tropicaux : 14 % de la superficie forestière totale en Amazonie, 20 % dans le Bassin du Congo et 46 % en Asie du Sud-Est. Différents dispositifs se sont ainsi largement développés dans un objectif d'exploitation commerciale, essentiellement de bois d'œuvre : l'aménagement durable des forêts, l'exploitation à faible impact, l'intensification sylvicole, ainsi que la dynamique des PC&I de gestion forestière, débouchant le plus souvent sur la certification forestière.

3.1.1. L'aménagement forestier durable

Qu'est ce que c'est ?

Avec l'avènement du concept de développement durable au début des années 1990, le principe de non-épuisement de la ressource ligneuse, qui caractérisait l'idée initiale d'aménagement forestier (décrit en première partie de cet ouvrage), n'a plus été considéré comme suffisant. La nécessité de prendre en compte les fonctions écologiques et sociales de la forêt dans les activités d'exploitation s'est alors développée, sous l'impulsion notamment de la FAO (FAO, 1994a) et de l'OIBT (OIBT, 1992c) conduisant à l'instauration du principe d'aménagement durable des forêts. L'élément central sur lequel repose cette nouvelle formule d'aménagement reste néanmoins, comme pour l'aménagement forestier, la planification de l'exploitation à moyen/long termes (une trentaine d'année) des activités d'exploitation sylvicoles.

À cet objectif premier de durabilité de la production préexistant à la GDF s'est ajoutée la prise en compte des enjeux socio-environnementaux principalement via un inventaire des produits forestiers non ligneux (PFNL), de la grande faune et des enjeux sociaux.

L'application de ces différents principes se caractérise par la définition d'un plan d'aménagement forestier (PAF), imposé par la législation (comme nous l'avons souligné en partie 2 ; cf. encadré 4). Le processus de définition du plan d'aménagement doit se faire en coordonnant les intérêts, parfois divergents, des parties prenantes (FORAFRI, 2002) : « *L'aménagement forestier analytique et réductionniste propre au champ technique du passé s'axe vers une gestion participative et tente d'utiliser une approche multidisciplinaire et intégrée, en impliquant paysans, communautés locales* » (Fargeot et al., 2004). Le PAF repose néanmoins avant tout sur une « *prise en compte mutuelle des impératifs sylvicoles et industriels* » (Fargeot et al., *ibid.*). Au cours de sa mise en œuvre, le PAF doit être révisé tous les 5 ans afin de permettre un « *processus continu d'amélioration* » (ministère de l'Écologie et du Développement durable, 2003).

D'après nos entretiens, cette évolution des pratiques est perçue par certains comme « *une révolution* » (entretien MAP) donnant notamment lieu à la création d'un ensemble de métiers nouveaux (entretien Office national des forêts International, ONFI) alors, que pour d'autres, il n'y a pas eu de changements majeurs par rapports aux pratiques passées (entretien WWF Belgique).

Encadré 4 Les principes d'un plan d'aménagement forestier durable

« L'aménagement forestier est basé sur une analyse stratégique pluridisciplinaire et des synthèses techniques complexes, faisant appel à des outils de cartographie, d'inventaire et de modélisation » (ministère de l'Écologie et du Développement durable, 2003).

Cet encadré, dont l'objectif est de fournir de manière synthétique à un lecteur non forestier les principes techniques de l'aménagement, est largement basé sur des cours de gestion des forêts tropicales dispensés à l'ENGREF depuis vingt ans (Chevalier, 2005 ; Durrieu de Madron, 2008), des publications scientifiques et techniques (Durrieu de Madron et Forni, 1997 ; Dutrève *et al.*, 2001 ; ATIBT, 2005a ; ATIBT, 2005b ; ATIBT, 2007) et l'analyse du contenu de plusieurs plans d'aménagement réalisés en Afrique tropicale. Le modèle décrit ici est donc celui mis en œuvre dans le Bassin du Congo et porté par la France.

Recueil de données préalables

Avant de choisir et de planifier les actions à mettre œuvre au cours de l'aménagement, il est nécessaire de définir l'assiette foncière du plan d'aménagement, de réunir les éléments de connaissance du milieu à aménager et de définir les attentes de l'industriel et des populations locales. Différentes actions sont menées dans ce sens :

- le recueil des données bibliographiques sur le milieu physique (topographie, climat,...) ;
- l'inventaire d'aménagement : c'est l'élément central de l'étude préalable à la rédaction du plan d'aménagement. Il a pour objectif premier de connaître la ressource ligneuse disponible pour planifier son exploitation. Sur la base d'une analyse photographique, on établit une stratification de la forêt (*i.e.* un découpage en zones homogènes des grands types de peuplements forestiers). Un pré-inventaire permet d'évaluer le coefficient de variation (hétérogénéité du peuplement) pour chaque strate, nécessaire pour calculer le taux de sondage (nombre et taille des placettes à inventorier) pour ne pas dépasser une erreur d'échantillonnage définie. L'inventaire proprement dit est une opération de terrain assez lourde qui consiste à recenser et à mesurer le nombre d'arbres et à compter la régénération des espèces ligneuses d'intérêt économique en suivant le plan d'échantillonnage. Ces relevés sont complétés par des relevés de présence de la grande faune sur la base d'une observation généralement indirecte (résidus fécaux et traces) et des relevés sur les espèces sources de produits forestiers non ligneux (PFNL). Les données récoltées sont analysées pour estimer le volume de bois (par l'utilisation de tarifs de cubage), sa répartition spatiale et les structures diamétriques (répartition des effectifs d'arbres par classes de diamètre) qui donnent des informations sur la dynamique du peuplement ;

...

•••

- le diagnostic socioéconomique, qui permet de « [...] distinguer les caractéristiques, les conditions de vie et les activités des populations locales, les sources de conflits et de blocages éventuels, la caractérisation des droits d'usage » (ATIBT, 2007). Dans la plupart des plans d'aménagement cependant, la méthodologie de réalisation du diagnostic socioéconomique est bien moins explicitée que celle de l'inventaire d'aménagement.

Rédaction du plan d'aménagement

Sur la base des données préalablement recueillies, le plan d'aménagement fixe les objectifs de production mais aussi les objectifs environnementaux et sociaux. En fonction de ces objectifs, l'unité forestière d'aménagement (UFA) est découpée en séries de production, de conservation, de protection et en série agricole et/ou agroforestière. Pour l'exploitation dans la série de production, on commence par choisir les essences qui seront exploitées puis on choisit le diamètre minimum d'exploitabilité sous aménagement (DMA) de chaque espèce sur la base de la rotation choisie (temps entre deux coupes sur un même espace, généralement entre 25 et 40 ans) et du taux de reconstitution (calculé par espèce en fonction de l'accroissement, de son taux de mortalité et de sa structure diamétrique) afin de s'assurer de la reconstitution du stock de bois exploité sur la durée de la rotation. Le DMA est supérieur ou égal au diamètre minimum d'exploitabilité (DME) généralement fixé par la réglementation. L'exploitation est ensuite planifiée dans le temps et l'espace par un découpage en unités forestières de gestion (UFG) pour équilibrer les prélèvements sur l'ensemble de la durée d'aménagement. Le plan d'aménagement fixe aussi des méthodes d'exploitation qui sont généralement celles de l'exploitation à faible impact (EFI) et les éventuelles interventions sylvicoles (éclaircies, plantations, intensifications, etc.).

Mise en œuvre du plan d'aménagement et révision

La mise en œuvre du plan d'aménagement est fixé par voie réglementaire dans les juridictions nationales tropicales. L'exploitant peut être amené à faire des plans de gestion pour chaque UFG sur la base d'un inventaire d'exploitation préalable ainsi que d'un plan annuel d'opération. La réglementation fixe aussi la périodicité des révisions du plan d'aménagement qui permet de comparer le peuplement réel après exploitation avec les prévisions à la base de l'aménagement, ainsi que de faire un état des lieux environnemental (qui se résume souvent à un inventaire faunistique et social), et prévoir des mesures correctrices pour diminuer l'écart entre l'objectif initial et l'état réalisé.

Localisation

L'ADF a été largement promu par la France, principalement dans le Bassin du Congo (ministère de l'Écologie et du Développement durable, 2003 ; ministère des Affaires étrangères, 2004 ; Guéneau, 2006). S'appuyant sur les travaux menés jusque-là par le Centre technique forestier tropical (CTFT)^[41] et le Centre de coopération internationale en recherche agronomique pour le développement (CIRAD), le ministère des Affaires étrangères et européennes (MAEE) français a notamment soutenu de 1996 à 2002 un programme de recherche visant à « *procurer aux acteurs du secteur forestier les connaissances scientifiques et techniques fiables qui leur sont nécessaires* » pour « *contribuer à la gestion durable des forêts denses d'Afrique centrale et occidentale* ». Ce dernier s'est fortement intéressé au PAF (FORAFRI, 2002 ; cf. encadré 5). Par ailleurs, l'AFD et le Fonds français pour l'environnement mondial (FFEM) ont financé l'accompagnement de ces plans d'aménagement dans le Bassin du Congo à partir des années 1990 (ministère de l'Écologie et du Développement durable, *ibid.*). Une récente étude de capitalisation des interventions de l'AFD menées depuis vingt ans dans le Bassin du Congo^[42] fait état d'un peu plus de 20 millions (M) d'euros (EUR) versés pour promouvoir le PAF (Samyn *et al.*, 2011) sur la période 1990-2010^[43]. Parmi les 13 projets biodiversité qu'il a subventionnés sur le Bassin du Congo depuis 1998, le FFEM a quant à lui consacré 5 M EUR à des projets en lien avec un PAF (sur un montant total de subvention FFEM de 30,1 M EUR sur l'ensemble des 13 projets, soit près de 17 % ; cf. Lauginie *et al.*, 2011).

La dynamique de l'aménagement forestier est en cela vue comme une réelle spécificité du Bassin du Congo. Pour certains, elle aurait même du mal à s'exporter en Amérique latine et en Asie (entretien ONFI). Cette « école française », reposant sur

[41] Le Centre technique forestier tropical (CTFT) a été créé en 1950 sous l'impulsion des responsables de la mission forestière coloniale française, principalement le ministère des colonies et celui de la France d'Outre Mer. Depuis sa naissance, il effectue des recherches sur les forêts et les bois des régions intertropicales, dans les territoires et départements d'outre-mer français et les anciennes colonies en Afrique, ainsi que sur la pêche et la pisciculture dans les eaux continentales tropicales. Vers la fin des années 1950, avec l'accession à l'indépendance des ex-colonies françaises, le CTFT a été amené à prendre en charge, dans le cadre d'accords de coopération, les recherches forestières dans ces pays nouvellement formés. En 1984 est créé le Centre international en recherche agronomique pour le développement (CIRAD). Le CTFT est alors devenu à cette date un des neuf départements fondateurs du CIRAD.

[42] Document téléchargeable sur le site de l'AFD : <http://www.afd.fr/webdav/site/afd/shared/PUBLICATIONS/RECHERCHE/Evaluations/Evaluations-conjointes/Congo-forets-evaluation-conjointe.pdf> (également disponible en anglais sur le site).

[43] À noter que cette forte implication de la France et de ses bailleurs dans la promotion du PAF est remise en cause par certains acteurs, qui considèrent qu'il n'est pas pertinent de financer une obligation réglementaire (entretien MAP). Un débat récurrent des enjeux de l'aide au développement est donc : faut-il accompagner et favoriser financièrement l'application de la loi dans les PED, ou pas ? Les réponses apportées ne font pas consensus.

la multifonctionnalité obtenue sur un même espace qu'est la concession, s'opposerait par exemple à un cloisonnement des fonctions défendu dans les zones géographiques d'influence anglo-saxonne (entretien ONFI et MAP).

Si l'on se réfère aux chiffres de la FAO (cf. tableau 9 et carte 3), on observe néanmoins que les zones classées sous aménagement dépassent largement la zone d'influence de la France, ce qui explique le fait que certains réfutent l'existence spécifique d'une « école française » (entretien CIFOR). Le modèle du PAF promu par la France serait toutefois assez spécifique, avec notamment l'instauration de durée de rotations plus longues (entretien CIFOR). De plus, comme nous l'avons vu ci-avant, les lois et réglementations sur les principes et conditions de l'aménagement forestier durable sont globalement plus précises et plus exigeantes dans le Bassin du Congo qu'en Asie du Sud-Est, avec notamment la définition DMA par espèce et non pour l'ensemble des espèces commerciales (comme c'est le cas par exemple en Indonésie ; cf. Sist, 2000a). Par ailleurs, les préconisations techniques varient d'une région à l'autre, les volumes prélevés sont plus importants en Asie du Sud-Est, et les méthodes de calcul du taux de reconstitution différentes par rapport au Brésil (Durrieu de Madron, 2008). Ces spécificités de l'aménagement forestier durable sur le Bassin du Congo pourraient aussi s'expliquer par une disponibilité en bois d'intérêt économique plus faible pour une même surface dans cette région^[44], ce qui implique une gestion plus raisonnée. Quoiqu'il en soit, les chiffres de la FAO concernant la superficie forestière sous aménagement masquent des différences de pratiques importantes.

[44] En raison notamment de la structuration des filières et des coûts de transports qui deviennent vite importants dans le Bassin du Congo à mesure que l'on s'éloigne des ports (entretien AFD).

Encadré 5 Le projet FORAFRI : instrument scientifique et technique de la France dans le Bassin du Congo

Le projet FORAFRI, mis en œuvre entre 1996 et 2002, a concerné un ensemble de pays francophones d'Afrique centrale et occidentale. Ce projet de recherche appliquée visait à « procurer[er] aux acteurs du secteur forestier les connaissances scientifiques et techniques fiables qui leur sont nécessaires » pour « contribuer à la gestion durable des forêts » (Doumenge *et al.*, 2003). Il a bénéficié d'un financement du ministère des Affaires étrangères français et a été mis en œuvre par le département Forêt du CIRAD et le CIFOR. Ses résultats sont issus d'une capitalisation des travaux menés depuis plusieurs décennies par le CTFT et le CIRAD, un certain nombre ayant été réalisés avant l'avènement du concept de gestion durable des forêts tropicales (comme le soulignent les avant-propos de bon nombre des documents produits au cours du projet). Il a par ailleurs bénéficié d'un partenariat scientifique et technique avec les principaux réseaux scientifiques, professionnels et de formation de la filière forestière d'Afrique subsaharienne.

L'ampleur de ce projet en a fait l'instrument scientifique et technique par lequel la France a porté sa politique forestière en matière de développement durable dans les pays au sud de sa zone d'influence historique.

C'est donc tout naturellement que le projet a contribué à la promotion, dans le Bassin du Congo, de l'outil phare de la France en matière de GDF, l'aménagement forestier durable. Les activités du projet ont visé à ce propos, l'acquisition et le transfert des connaissances nécessaires à ce mode de gestion. La recherche sur les bases écologiques de la gestion des forêts de production (Doumenge *et al.*, *ibid.*), menée dans plusieurs dispositifs forestiers expérimentaux (Durrieu de Madron *et al.*, 1998a et b ; Favrichon *et al.*, 1998) et le recours à la modélisation (Doumenge *et al.*, *ibid.*), ont cherché à mieux connaître la dynamique des peuplements forestiers afin d'ajuster les paramètres de réalisation de coupes (DMA, durée de rotation, éclaircies) et de permettre une exploitation de la ressource qui ne compromette pas sa régénération, et donc son exploitation future.

En s'appuyant sur ces travaux, le projet a promu des techniques forestières basées sur une intensification des actions sylvicoles au profit principalement des espèces ligneuses d'intérêt commercial (Dupuy, 1998) mais parfois aussi au profit des PFNL (Tchatat *et al.*, 1999). Il a également soutenu des pratiques visant à limiter les impacts de l'exploitation via notamment l'utilisation des techniques d'EFI. Un accent a également été mis sur la formation à l'utilisation de technologie de cartographie (Freycon et Fauvet, 1998 ; Freycon et Yandji, 1998 ; Pain-Orcet *et al.*, 1998) permettant de conduire plus efficacement et précisément les opérations de planification de l'activité d'exploitation en utilisant les systèmes d'information géographique (SIG). Enfin, le projet a soutenu

...

•••

l'idée que la gestion forestière doit se faire en prenant en compte l'ensemble des acteurs (Nguingui, 1998 ; Pénelon *et al.*, 1998), prônant ainsi le développement des approches participatives (Delorme, 1998 ; Nguingui, *ibid.*).

En termes d'évaluation environnementale, les travaux de recherche, menés notamment sur les différents dispositifs expérimentaux, évaluent les impacts des activités sylvicoles et de l'exploitation, souvent sur une vingtaine d'années. Les critères utilisés pour évaluer les impacts visent, dans la plupart des cas, à permettre avant tout de garantir la pérennité de l'activité d'exploitation en s'assurant du renouvellement de la ressource, principalement en espèces ligneuses d'intérêt commercial (indices de structure, de dynamique et de croissance des espèces ligneuses exploitées ; cf. Dupuy, 1998 ; Durrieu de Madron *et al.*, 1998a et b ; Favrichon *et al.*, 1998) mais aussi pour les PFNL, en temps qu'« enjeux socioéconomique et de maintien des grandes fonctions de l'écosystème » (Tchatat *et al.*, 1999).

Enfin, FORAFRI a coédité un ensemble de manuels définissant des critères et indicateurs à destination de « toute personne désireuse d'évaluer la viabilité de forêts individuelles gérées – au moins en partie – pour l'exploitation du bois d'œuvre » (CIFOR, 2000a). Ces documents soutiennent l'idée qu'un système de PC&I, doit être adapté au contexte local et proposent donc une « base de départ » (CIFOR, *ibid.*) et un ensemble de manuels méthodologiques permettant l'adaptation locale (Mendoza et Macoun, 2000 ; Prabhu *et al.*, 2000), dont un nombre important se focalise sur les critères de « bien-être social » (CIFOR, 2000b et c ; Colfer, 2000 ; Salim et Colfer, 2000). Dans le système de PC&I conçu pour constituer la « base de départ », trois axes sont considérés : l'axe politique, l'axe social et l'axe écologique. Ce dernier est développé de manière détaillée et s'appuie sur des paramètres d'intégrité du système en termes de (i) biodiversité des habitats, des communautés, des groupes d'espèces cibles tels que les oiseaux, les grands papillons ou les PFNL et de paramètres physico-chimiques, (ii) de fonctionnalité de l'écosystème et (iii) de maintien de la variabilité génétique.

Si l'on considère l'ensemble des travaux menés au cours du projet FOARFRI sous l'angle de chacun des trois piliers du développement durable, on constate que celui qui a fait l'objet de plus d'attention est le pilier économique, la doctrine gestionnaire sous-jacente considérée étant l'exploitation du bois (aménagement, sylviculture). Le volet social est abordé via les intérêts des populations locales (PFNL) et la nécessité de considérer l'ensemble des acteurs. Quant au volet environnemental, il reste majoritairement voué au maintien des espèces forestières d'intérêt commercial, ce que l'on peut considérer comme un intérêt principalement économique, exception faite des systèmes de PC&I proposés par le CIFOR, plus exigeants sur ce volet (Prabhu *et al.*, *ibid.*).

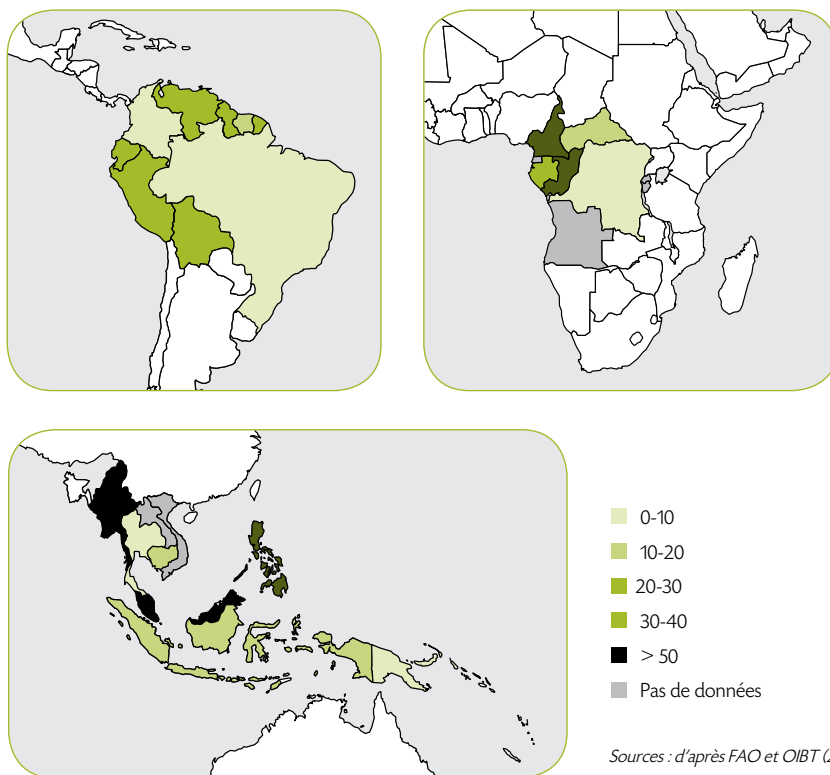
Source : auteurs.

Tableau 9 Superficie forestière avec un plan d'aménagement dans les trois bassins forestiers tropicaux en 2010

Région	Superficie forestière avec un plan d'aménagement	
	(milliers ha)	(% de la superficie forestière)
Bassin amazonien	75 496	9
Bassin du Congo	30 820	10
Bassin d'Asie du Sud-Est	59 666	28
Total bassins	165 982	13

Sources : d'après FAO et OIBT (2011).

Carte 3 Proportion de la superficie forestière ayant un plan d'aménagement par pays en 2010



Sources : d'après FAO et OIBT (2011).

3.1.2. L'exploitation à faible impact

Qu'est ce que c'est ?

L'exploitation à faible impact (EFI) (*Reduced Impact Logging* [RIL] en anglais) est apparue au début des années 1990 de manière concomitante au concept de GDF. Pour certains, l'EFI ne peut être définie de manière standardisée étant donné qu'elle doit rester spécifique selon les régions concernées (Ezzine de Blas et Ruiz Pérez, 2008). Nous pouvons néanmoins citer la définition proposée dans le *Forest Harvesting and Engineering Working Paper No.1* de la FAO (2004b), selon laquelle l'EFI représente une exploitation intensivement planifiée et soigneusement contrôlée pour minimiser l'impact sur la forêt et son sol. Dans la même lignée, quelques années plus tard, Putz *et al.*, (2008) la définissent comme « une exploitation de bois d'œuvre intensivement planifiée et contrôlée avec soin menée par des travailleurs qualifiés d'une manière qui minimise les impacts nuisibles de l'exploitation »^[45].

Ce dispositif de gestion s'appuie sur un ensemble de préconisations techniques concernant la planification, l'optimisation des différentes activités d'exploitation, et la réduction des impacts sur l'environnement (cf. encadré 6).

Encadré 6 Les principes et techniques de l'EFI

Cet encadré technique se base sur les travaux parus dans *Bois et forêts des tropiques* (Sist, 2000b) ; les citations en sont extraites.

L'EFI établit des préconisations techniques à la fois pour la phase préalable à l'exploitation et pour celle d'abatage proprement dite. Ces techniques sont mises en œuvre à une échelle plus fine que celle de l'aménagement forestier, à la fois temporellement (environ une année) et spatialement (la zone où doit se faire le passage en coupe). L'objectif premier de l'EFI est de limiter les impacts au moment de l'exploitation sur l'environnement mais elle doit permettre aussi d'optimiser les activités pour essayer d'accroître la rentabilité économique et de réduire les accidents du travail. La mise en œuvre de ces techniques implique une « organisation particulière du personnel de la compagnie d'exploitation » et une « formation technique à tous les niveaux, de l'abatteur à l'ingénieur forestier ».

...

[45] Traduction des auteurs : "intensively planned and carefully controlled timber harvesting conducted by trained workers in ways that minimize the deleterious impacts of logging".

...

Opérations préalables à l'exploitation

L'objectif de ces opérations est d'« inventorier les ressources en bois d'œuvre », de « planifier efficacement l'exploitation (réseau de routes, de pistes de débardage, arbres à abattre) et d'élaborer une carte opérationnelle » :

- inventaire des ressources en bois d'œuvre de la zone à exploiter sur l'année : concerne donc une surface et un temps de récolte moins importants que l'inventaire d'aménagement ; c'est un inventaire d'exploitation qui se fait à l'échelle de l'UFG ;
- déliantage : cette opération, à effectuer au moins un an avant l'exploitation, a pour objectif d'éviter qu'un arbre abattu entraîne dans sa chute d'autres arbres reliés à lui par des épiphytes ;
- définition des zones à protéger où aucune exploitation ne sera réalisée : il s'agit des « zones inaccessibles en raison des fortes pentes [...] ou des conditions hydromorphiques », des « zones à caractère sacré », des « zones de conservation », des « habitats fragiles ou uniques ou encore à très grande biodiversité » et des « zones tampons des cours d'eau » ;
- « planification des routes, des parcs à bois et des pistes de débardage » : pour limiter les surfaces concernées par ces infrastructures, les impacts sur l'environnement (couvert forestier, érosion des sols, sédimentation dans les rivières) et optimiser le réseau ; cette opération est réalisée à l'aide d'une cartographie sous SIG ;
- ouverture des pistes de débardage avant l'abattage : pour faciliter le travail des abatteurs et optimiser leurs choix.

Opérations de récolte

- Abattage directionnel « pour faciliter l'extraction des grumes » et « limiter les dégâts » sur la régénération et les tiges d'avenir. Ceci implique que le personnel forestier soit formé à ces techniques d'abatage et nécessite « [...] l'abatteur, une attention et un temps de travail plus importants » ;
- débardage : attention particulière lors du franchissement des cours d'eau et sur les fortes pentes, pour limiter les impacts sur les sols.

Localisation

L'EFI semble avoir été d'abord développée en Asie puis en Amazonie et enfin en Afrique de l'Ouest et centrale. Néanmoins, dans la littérature traitant de la foresterie tropicale, force est de constater une confusion fréquente entre la GDF et l'exploitation forestière sous EFI (Putz *et al*, 2008) ce qui pourrait expliquer le fait que la littérature détaille très peu les géographies dans lesquelles l'EFI est mise en œuvre.

D'après notre analyse des textes juridiques tropicaux, il est intéressant de souligner que certains pays citent explicitement l'EFI dans le cadre des recommandations faites à propos de l'aménagement forestier durable. On peut ainsi citer les exemples de la République du Congo (2009), de la République démocratique du Congo (2006), de la République du Cameroun (2001) et du Ghana (Republic of Ghana, 1998).

Aménagement forestier durable et EFI : quelles différences ?

L'EFI et l'aménagement forestier durable sont-elles des pratiques distinctes, équivalentes ou complémentaires ? Niesten et Rice (2004) considèrent que l'EFI a « *un objectif moins ambitieux [que l'aménagement durable], celui de réduire simplement l'impact physique de l'exploitation forestière, sans se focaliser sur l'approvisionnement en bois à long terme* ». Pour Karsenty et Nasi (2004) la différence entre EFI et aménagement concerne non pas les pratiques mais le type de régulation qui leur est respectivement associé. L'aménagement répond en effet généralement à une obligation réglementaire tandis que l'EFI relèverait plus d'un engagement volontaire. Pour eux, ainsi que pour d'autres auteurs (Sist, 2000b ; FORAFRI, 2002 ; Ezzine de Blas et Ruiz Pérez, 2008), les pratiques de l'EFI sont intégrées aux pratiques d'exploitation sous aménagement durable. Cependant, l'EFI contient également une phase de planification des activités d'exploitation, ce qui laisse penser qu'elle recouvre pour partie l'aménagement et qu'elle peut éventuellement être équivalente.

Il semble que ce qui distingue en tout cas l'aménagement durable de l'EFI soit, d'une part, les « écoles » qui les ont portées (anglo-saxonne pour l'EFI et française pour l'aménagement forestier) et, par conséquent, les zones géographiques dans lesquelles ces pratiques sont majoritairement mises en œuvre (Asie et Amazonie pour l'EFI, Afrique pour l'aménagement forestier), et d'autre part leur finalité première : l'unique but de l'EFI est de limiter les impacts environnementaux de l'activité ponctuelle d'exploitation alors que l'aménagement intègre cette finalité au sein d'un objectif plus large et à plus long terme de planification de l'exploitation.

3.1.3. L'intensification sylvicole

Si l'aménagement forestier durable et l'EFI sont les modes de gestion les plus répandus, d'autres propositions sont avancées depuis quelques années ; c'est notamment le cas de l'intensification sylvicole (Fredericksen et Putz, 2003). Celle-ci a été développée pour améliorer la durabilité de l'exploitation en répondant mieux à l'enjeu de reconstitution du capital ligneux entre deux passages en coupe. Certains auteurs préconisent ainsi, *via* ce mode de gestion, une augmentation des durées de rotations et/ou une sylviculture plus intensive en réalisant notamment des éclaircies pour favoriser la régénération et la croissance des espèces ligneuses d'intérêt commercial (Fredericksen

et Putz, *ibid.*). Des recherches sur l'effet de différentes actions sylvicoles sur les peuplements sont menées dans ce sens (Pena-Claros *et al.*, 2008). Toutefois, ce mode de gestion est encore très minoritaire dans la littérature qui aborde la GDF.

3.1.4. Les PC&I de la gestion durable des forêts et les initiatives de certification forestière

Face aux constats environnementaux et sociaux de la fin des années 1980, divers acteurs internationaux se sont organisés, à la suite de Rio, pour développer des PC&I, ainsi qu'un processus d'écocertification qui permettent d'encadrer rapidement et efficacement les pratiques d'exploitation forestière sur le plan environnemental et social (Smouts, 2001). Il est de ce fait aujourd'hui commun d'associer GDF et certification (Rametsteiner et Simula, 2003). « *Afin de tendre vers plus de durable, on tâche de pousser nos clients à aller vers les meilleures modalités de gestion et de production de leurs espèces arboricoles et notamment à se faire certifier autant que possible* » (entretien Proparco^[46]). Ces outils sont même devenus, pour nombre d'acteurs, le dispositif par excellence permettant de mettre en œuvre la GDF.

L'émergence des PC&I et de la certification

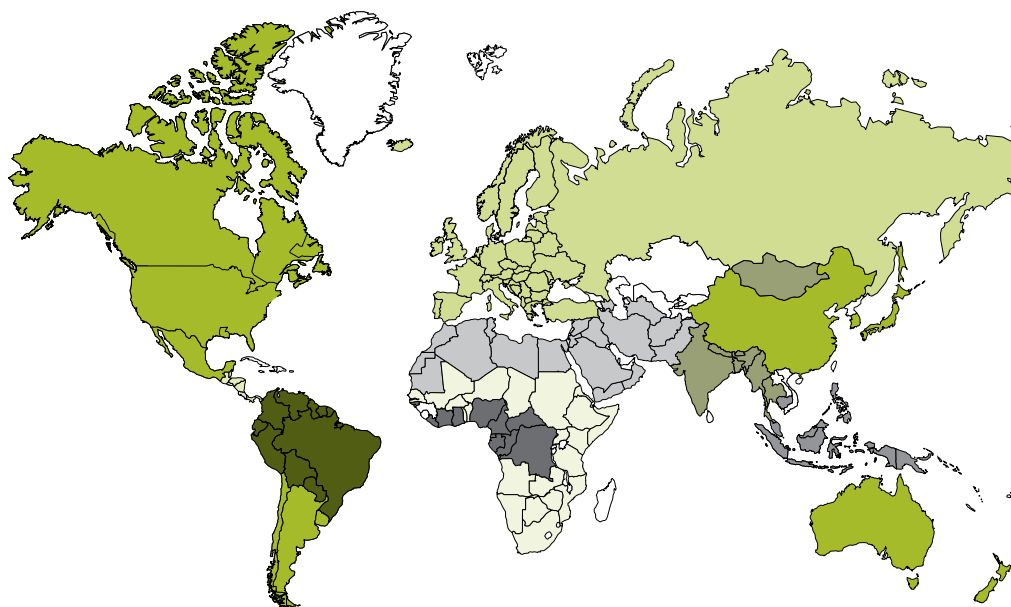
Les initiatives internationales pour la mise en place de PC&I de gestion durable des forêts

L'OIBT a été la première organisation à soutenir cette logique en définissant des « *critères de mesure de l'aménagement durable des forêts tropicales* » afin d'« *encourager l'élaboration de politiques nationales visant à assurer de façon soutenue l'utilisation et la conservation des forêts tropicales et de leurs ressources génétiques et à maintenir l'équilibre écologique des régions intéressées* » (OIBT, 1992a). Ces C&I conçus comme étant des outils normatifs nouveaux d'aide à la décision en matière de politique forestière pour établir et suivre les principes forestiers de Rio (Nations unies, 1992b) furent ensuite révisés en 1998 (OIBT, 1998).

De nombreuses autres initiatives internationales ont suivi celle initiée par l'OIBT. Elles ont conduit, entre 1992 et 1999, à l'établissement de neuf processus internationaux relatifs aux systèmes de C&I, dont cinq relatifs aux forêts tropicales, impliquant plus de 150 pays en collaboration avec la FAO et divers acteurs du secteur forestiers (dont l'OIBT) (FAO, 2001c) : le processus de l'Organisation africaine du bois (OAB), le processus pour les forêts sèches d'Asie, le processus pour la zone sèche de l'Afrique, le processus de l'OIBT, le processus de Lépatérique pour l'Amérique centrale, le processus de Montréal, le processus du Proche-Orient, le processus paneuropéen et la proposition de Tarapoto pour la gestion durable de la forêt amazonienne (cf. carte 4).

[46] Filiale du Groupe AFD en charge du financement du secteur privé : http://www.proparco.fr/Accueil_PROPARCO

Carte 4 Processus internationaux relatifs à l'établissement de critères et indicateurs régionaux pour la gestion durable des forêts



- | | | |
|--|--|--------|
| ■ Processus pour les zones arides de l'Afrique | ■ Processus du Proche-Orient | ■ OIBT |
| ■ Processus paneuropéen pour les forêts | ■ Processus de Lépatérique pour l'Amérique centrale | |
| ■ Processus de Montréal | ■ Initiative de l'Organisation africaine du bois | |
| ■ Proposition de Tarapoto | ■ Initiative régionale pour les forêts arides d'Asie | |

Source : d'après FAO (2011).

Les initiatives de la société civile et du secteur forestier

Parallèlement à ces initiatives internationales, d'autres dynamiques plus indépendantes se sont développées afin de renforcer la logique de l'écocertification initiée dès les années 1980 (cf. partie 1). C'est le cas par exemple du programme pionnier de certification Smart Wood lancé en 1990 par l'ONG Rainforest Alliance, qui a cherché à élaborer une certification permettant d'identifier les produits ligneux extraits de forêts bien gérées (Tsayem Demaze, 2008). On peut également citer les initiatives Tropenwald (Initiative Tropenwald, 1993) des importateurs et syndicats des travailleurs de bois d'Allemagne, ou encore le programme Woodmark Scheme de la Soil Association britannique

(1994). Ces outils soutiennent l'idée qu'en valorisant économiquement des pratiques d'exploitation durable, la certification permettrait d'éviter que les espaces forestiers concernés ne soient déboisés au profit d'activités plus rentables. Les PC&I développés ou adoptés pour encadrer la certification ont pris de plus en plus d'essor au point qu'aujourd'hui, un certain nombre de certifications, toutes différentes les unes des autres, coexistent. Deux standards, sur lesquels nous reviendrons plus loin, ont cependant pris le leadership : le FSC et le PEFC.

Les réflexions de la communauté scientifique

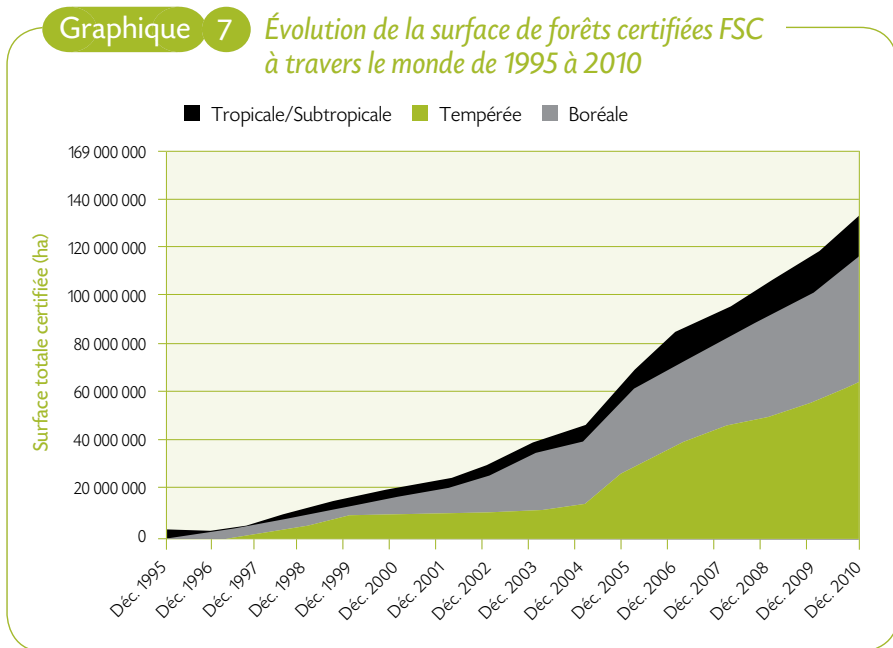
La sphère scientifique a également participé à ces diverses initiatives. Le CIFOR a ainsi produit une liste de C&I génériques en 1999 (CIFOR, 1999). Le terme « génériques » est ici employé pour souligner, d'une part, que les C&I doivent être « *modifiés et adaptés en fonction des conditions locales* » (CIFOR, 2000a) et, d'autre part, qu'ils s'adressent à une large gamme d'acteurs (organismes de certification, OIG, bailleurs de fonds, gestionnaires forestiers, responsables de projets et scientifiques). Ces C&I ont ouvert la certification à divers espaces forestiers comme les plantations commerciales forestières, les aires protégées et les forêts communautaires (CIFOR, 2000a). On trouve également des listes de C&I produites par des membres de la communauté scientifique afin, non pas de soutenir des processus de certification mais de répondre aux défis de l'évaluation des dispositifs de gestion des forêts (Karsenty *et al.*, 2004). Ces travaux ont produit des C&I pour différents types de forêts gérées : pour les forêts communautaires (Balana *et al.*, 2010 ; Chattopadhyay et Datta, 2010), pour la conservation (Brand, 1997 ; Gomontean *et al.*, 2008), pour les plantations (Stupak *et al.*, 2011).

Le FSC : une démarche initiée par les ONG environnementales

Créé en 1993 sous l'impulsion de grandes ONG internationales (WWF, Friends of the Earth, Greenpeace, Rainforest Alliance, etc.), le FSC est présentée comme l'une des initiatives principales pour le soutien d'une gestion durable « *économiquement viable* », « *socialement bénéfique* », et « *écologiquement appropriée* » (FSC, 2011b). Elle regroupe aujourd'hui, au niveau international, plus de 800 organisations de statuts différents (ONG, représentants industriels et commerciaux du secteur forêt-bois, associations locales et représentants de la société civile). Le FSC a établi une série de PC&I qui définissent des standards aux niveaux international et régional, en vue d'assurer une certification des pratiques d'exploitation évaluées. Il met à disposition deux dispositifs de certification permettant (i) de contrôler et d'accréditer les pratiques de gestion forestière en prenant en compte les aspects managériaux, économiques, sociaux et environnementaux : il s'agit de la certification de gestion forestière (*Forest Management*,

FM) ; (ii) de contrôler et d'accréditer l'ensemble de la chaîne de production et de commercialisation des produits issus de forêts exploités: la certification de la chaîne de contrôle (*Chain of Custody*, CoC). Les activités certifiées par l'un ou l'autre de ces dispositifs se voient accréditées d'un label (FM ou/et CoC) qui prend la forme d'un logo, ouvrant droit à une reconnaissance commerciale des produits forestiers mis sur le marché.

Fin 2011, la certification CoC concernait ainsi 107 pays pour un total de 21 535 certificats distribués à travers le monde (FSC, 2011a). On comptait par ailleurs 1 065 certificats FM dans 79 pays à travers le monde certifiant au total environ 145 M ha, dont environ 16 M de forêts tropicales (FSC, *ibid.*). Les forêts certifiées FM représentent donc environ 3,5 % du total de la surface mondiale des forêts (qui couvre environ 4 Md ha) (FAO, 2011). Depuis sa création en 1993, les surfaces de forêts certifiées FSC sont en constante augmentation (cf. graphique 7).



Source : d'après FSC (2011a).

La structure institutionnelle et décisionnelle du FSC a été pensée de telle sorte que la gouvernance permette la prise en charge des trois piliers du développement durable. Elle se compose de trois niveaux à pouvoir décisionnel décroissant :

1. l'assemblée générale, organe le plus important, composé des membres du FSC regroupés en trois chambres :
 - une chambre économique (rassemblant entreprises et particuliers de la filière bois, exploitants industriels, certificateurs, consultants, distributeurs...);
 - une chambre sociale (ONG de défense des populations locales, syndicats, instituts de recherche...);
 - une chambre environnementale (ONG d'environnement, chercheurs...).

Les décisions y sont prises équitablement, chaque chambre ayant le même pouvoir de vote afin de maintenir l'équilibre entre les acteurs des trois piliers du développement durable. De plus, la moitié des voix vient de membres des pays du Sud (Mechel *et al*, 2006) :

2. le bureau des directeurs, composé de neuf membres élus et issus de chaque chambre ;
3. le directeur général.

Cette structure se réplique aux niveaux international et national. On retrouve donc ce système de chambres dans chaque pays où un système de certification FSC a été établi.

Le FSC fait appel à des organismes tiers, les bureaux certificateurs ou bureaux d'audits^[47], tous accrédités par l'Accreditation Services International (ASI), qui ont en charge l'évaluation du respect des PC&I établis par le FSC. L'ASI organise le contrôle et évalue ces bureaux certificateurs pour ensuite en rendre compte au FSC, qui n'agit donc pas directement dans l'évaluation des pratiques de GDF.

Le PEFC : la réponse du secteur forestier

En réponse à la montée en puissance du FSC, et voyant l'intérêt que pouvait représenter la certification forestière mais aussi la menace d'une certification émanant des ONG plutôt que de la profession, des organisations européennes représentantes du secteur privé ont joint leurs efforts pour créer en 1999 le Pan European Forest

[47] La liste des bureaux vérificateurs accrédités pour le FSC est disponible sur le site de l'ASI : <http://www.accreditation-services.com/> (ASI, 2011).

Certification (PEFC), qui a changé d'appellation en 2003 pour devenir le Programme for the Endorsement of Forest Certification ou Programme pour la reconnaissance des initiatives de certification forestière (PEFC) en français. Le PEFC s'est appuyé sur les principes de gestion durable promus à Rio et par les travaux de la Conférence ministérielle d'Helsinki (Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe, 1993). Faisant le constat d'un FSC peu ou pas assez adapté aux petites surfaces et aux petites propriétés forestières, d'un prix trop coûteux et d'une expansion géographique trop faible, le PEFC s'est développé avec l'objectif de produire des normes pour la certification de la GDF initialement au sein de la zone paneuropéenne. Le PEFC propose une adhésion des propriétaires à des systèmes nationaux et régionaux régissant la profession qui permet de certifier en bloc de vastes zones et d'éviter une certification individuelle par une société spécialisée (Buttoud et Karsenty, 2001).

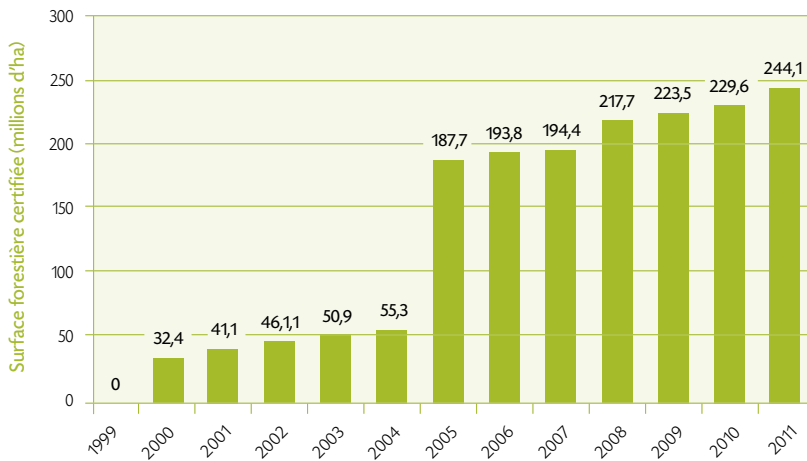
Dès 1999, le PEFC a défini une liste de PC&I qui encadrent les pratiques de gestion valables pour tous les types de forêts. Celle-ci s'appuie sur les six critères définis lors de la conférence d'Helsinki avec pour objectif global « *la gérance et l'utilisation des forêts et des terrains boisés, d'une manière et à une intensité telles qu'elles maintiennent leur diversité biologique, leur productivité, leur capacité de régénération, leur vitalité et leur capacité à satisfaire, actuellement et pour le futur, les fonctions écologiques, économiques et sociales pertinentes, aux niveaux local, national et mondial et qu'elles ne causent pas de préjudice aux autres écosystèmes* » (Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe, *ibid.*).

En 2000, le PEFC a reconnu les premiers systèmes nationaux de certification pour l'Allemagne, l'Autriche, la Finlande, la Norvège et la Suède. Le changement d'acronyme en 2003 a fait disparaître l'exclusivité européenne. En 2004, les premiers systèmes nationaux de certification hors de la zone Europe ont ainsi intégré le PEFC, à savoir l'Australie et le Chili. Par la suite, d'autres pays ont suivi la mouvance avec, parmi les plus importants, le Canada, qui a adopté le PEFC en 2005 et qui est le pays avec la plus large surface de forêts certifiées au monde avec plus de 100 M ha.

Comme le FSC, le PEFC met aujourd'hui à disposition deux outils de certification : une certification FM et une autre CoC. Il constitue aujourd'hui le leader mondial de la certification forestière. En 2011, il avait délivré 8 585 certificats CoC pour 57 pays. Par ailleurs, il a conduit à la certification d'environ 244 M ha de forêts (dont presque la moitié au Canada), concernant près de 520 000 propriétaires forestiers dans 29 pays, dont environ 6 M ha en zone tropicale répartis entre le Brésil et la Malaisie (PEFC, 2011). Il est intéressant de noter que l'envergure internationale de PEFC se résume principalement aux forêts tempérées, contrairement à ce que l'on observe pour le

système FSC. Les forêts certifiées FM du PEFC représentent environ 6 % du total de la surface de forêts mondiale (FAO, 2011), soit presque le double de superficie couverte par FSC. À l'image du FSC, le processus PEFC n'a fait que se développer depuis sa création en 1999 (cf. graphique 8), en particulier grâce à l'intégration de grands pays forestiers dans le processus comme l'Australie, le Canada et le Chili.

Graphique 8 *Évolution de la surface de forêts certifiées PEFC à travers le monde de 1999 à 2011*



Source : d'après FSC (2011a).

Le PEFC, tout comme le FSC, est une organisation non gouvernementale à but non lucratif.

Le PEFC international est composé de trois instances décisionnaires :

1. une assemblée générale qui représente la plus haute autorité du PEFC. Elle est composée par les membres nationaux (États) et des organisations internationales ;
2. un bureau des directeurs chargé de mettre en place la politique votée par l'assemblée générale au niveau international ;
3. un secrétariat général.

Il impulse des orientations qui sont ensuite ajustées dans chaque pays.

À l'échelle nationale, le PEFC est constitué des trois mêmes instances décisionnaires avec l'assemblée générale qui est organisée selon trois collèges :

1. celui des producteurs et propriétaires gestionnaires de forêts publiques et privées qui produisent du bois ;
2. celui des industriels transformateurs de bois ;
2. celui des usagers de la forêt (qui rassemble des représentants de la société civile et des ONG, en France les agriculteurs, les chasseurs, les Amis de la forêt, et France nature environnement - FNE).

Cette assemblée participe activement au processus décisionnel et à la révision des PC&I. Elle éditte et adopte des schémas directeurs de certification qui seront alors valables pour l'ensemble du pays. Une fois ces schémas adoptés par l'État, un exploitant peut faire la demande de certification auprès du PEFC, qui attribue sa certification à l'échelle régionale sur la base d'engagement d'amélioration continue de la gestion par rapport à des objectifs globaux, et non pas en relation avec des objectifs individuels pris indépendamment par chaque propriétaire concerné (comme c'est le cas pour FSC). Il n'y a par ailleurs pas de seuil spécifique à atteindre et l'adhésion se fait sans audit initial ni régulier, mais sur des audits aléatoires sur un échantillon d'adhérents de la région concernée. La certification est assurée par un tiers, un bureau vérificateur qui est accrédité par l'International Accreditation Forum (IAF) et l'International Standardisation Organisation (ISO).

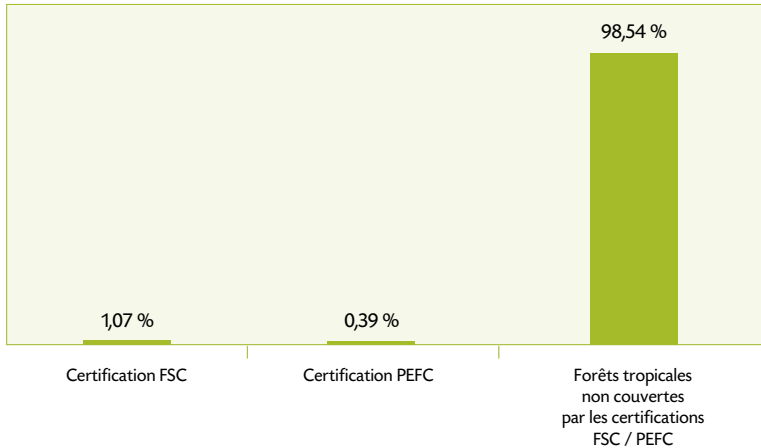
Il faut noter que la maîtrise de la certification est dominée par les industriels forestiers, en majorité européens (Cashore *et al.*, 2004). Ils ont non seulement été à l'initiative de cette certification, mais l'analyse de la gouvernance montre que le groupe d'intérêt économique rassemblant la chambre des producteurs et celle des industriels, détient deux tiers des votes, au détriment du collège des usagers, qui est structurellement minoritaire dans les prises de décisions (Hanff *et al.*, 2007).

Les surfaces de forêts tropicales certifiées : un bilan encore mitigé

Concernant la certification des forêts tropicales, un énorme effort reste encore à fournir. En effet, si le FSC couvre un peu plus de 16 M ha de forêts tropicales (FSC, 2011a), soit presque le triple des surfaces de forêts tropicales certifiées par le PEFC (un peu moins de 6 M ha ; PEFC, 2011), on observe qu'encore 98,5 % des forêts tropicales (soit 2 Md ha) ne sont pas concernées par la certification de l'un ou l'autre des grands standards (cf. graphique 9). Plusieurs arguments ont été avancés pour tenter d'expliquer les causes de l'absence de certification dans les forêts tropicales. Sont ainsi notamment cités le fait que la certification aurait été perçue par les PED

comme une tentative d'ingérence écologique de la part des pays du Nord ou bien encore que la prédominance du régime de propriété publique des forêts dans les PED bloquerait les initiatives volontaires (Tsayem Demaze, 2008).

Graphique 9 Part des certifications FSC et PEF dans la zone intertropicale en 2011



Résultats produits sur la base des 56 pays tropicaux identifiés auparavant (exception faite de la Chine et la Guyane française).

Source : auteurs.

La compétition des labels

La certification forestière est caractérisée par une effervescence des systèmes en concurrence perpétuelle (Ghazali et Simula, 1996 ; Buttoud, 2001a ; McIntyre, 2001 ; Holvoet et Muys, 2004 ; Auld et al., 2008). Critiquant la tentative de monopolisation du marché par le FSC, les premiers opposants à ce système ont rapidement initié cette compétition en défendant d'autres systèmes considérés comme plus pertinents (Arnould, 1999). Ce fut d'abord le cas de la norme ISO 9000 initiée en 1987, soit avant le FSC, puis modifiée en 1994, 2000 et 2008, et qui certifie la qualité des procédures de management environnemental. Ce fut surtout le cas du PEFC, qui se voulait une réponse pragmatique aux problèmes des petites surfaces et des petits exploitants européens (Buttoud et Karsenty, 2001 ; Guéneau, 2009).

Depuis, une vraie guerre des labels se livre dans l'arène internationale (Buttoud et Karsenty, 2001 ; Ollivier, 2001 ; Buttoud, 2004 ; Holvoet et Muys, 2004 ; Greenpeace, 2008 ; McDermott *et al.*, 2008 ; Guéneau, 2009 ; Mione *et al.*, 2009). Sans entrer dans le détail, nous présentons dans le tableau 10 les principales différences entre les deux systèmes de certification actuels les plus répandus : le FSC et le PEFC.

Tableau 10 Principales différences entre les systèmes de certification FSC et PEFC

	FSC	PEFC
Origine (créé par)	ONG d'environnement et distributeurs (bricolage et outillage) (1993)	Propriétaires forestiers et industriels du bois européens (1999)
Gouvernance	Approche <i>top-down</i> et certification « descendante » : initiatives nationales FSC accréditées par FSC international	Approche <i>bottom-up</i> et certification « parapluie » : conseil PEFC représentatif des initiatives nationales)
Décision	Participative : trois chambres (économique, sociale, environnementale), 33 % des votes par chambre	Flexible : vote des initiatives nationales en fonction de la production annuelle de bois. trois collèges (producteurs et propriétaires gestionnaires, industriels, usagers)
Types de standards	Performance : résultats	Procédural : amélioration continue
Principes et critères	(10) : Biodiversité, populations indigènes, limitation des plantations, pas d'organisme génétiquement modifié (OGM)	(6) : Pas de limitations sur plantations ou OGM, critères de gestion forestière étatiques
Procédure de contrôle	Certification individuelle audit initial / audit annuel strict / rapport public / obligation d'assurer la conformité	Certification régionale Audit annuel aléatoire mais pas d'audit initial ni de rapport public
Système d'accréditation	Système FSC sur mesure + ISO 65	Système ISO (Guide pour le secteur forestier)
Organismes de contrôle par tierce partie	Accréditation internationale ASI	Accréditation nationale sous l'égide de l'IAF

Sources : d'après Leroy et Mione (2011), Tozzi *et al.* (2011) et Hanff *et al.* (2007).

Les surfaces de forêts non certifiées, notamment en zones tropicales, étant encore importantes, elles constituent en cela un marché stratégique pour chacun des grands organismes de certification. La concurrence entre FSC et PEFC est donc toujours d'actualité.

Nous allons maintenant aborder, une deuxième grande catégorie de dispositif de gestion promus sous la bannière de la GDF : les mécanismes visant à améliorer le stockage de carbone.

3.2. Des dispositifs visant à améliorer le stockage de carbone

Les dispositifs de gestion visant à stocker du carbone sont largement développés dans la littérature grise et la littérature scientifique traitant de la GDF. Ils ont par ailleurs été au centre de nombreux des entretiens que nous avons menés. Il est donc intéressant de retracer comment une telle doctrine de GDF a émergé. Pour cela, nous revenons dans un premier temps sur les marchés du carbone et l'intégration de la thématique forestière dans les négociations climat, puis nous détaillons plus précisément les trois mécanismes de la finance carbone qui concernent la forêt et qui sont promus comme des instruments soutenant une GDF, à savoir le mécanisme de développement propre (MDP) forestier, les financements forestiers dans le cadre du marché volontaire, et le mécanisme de réduction des émissions dues à la déforestation et à la dégradation des forêts (REDD+).

3.2.1. L'émergence des marchés carbone : *marché de conformité et marchés volontaires*

La thèse de l'origine anthropique des changements climatiques observés durant les dernières décennies s'est imposée avec de plus en plus de force au fil des rapports successifs du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC), jusqu'à être soutenue aujourd'hui par la très grande majorité du monde scientifique (Anderegg *et al.*, 2010). La nécessaire réaction face à cette menace environnementale planétaire a conduit la communauté internationale à s'engager peu à peu et ce, dès 1992, dans un processus de réduction des émissions de gaz à effet de serre (GES), considérés comme responsables de ces changements climatiques. Les Nations unies ont ainsi mis en place la CCNUCC, ratifiée par 155 pays. Depuis son entrée en vigueur en 1994, les parties signataires se réunissent annuellement lors des COP pour faire le point sur l'application de la Convention et pour prendre les décisions nécessaires afin de favoriser sa mise en œuvre effective. En 1997, lors de la COP3 à Kyoto, les pays industrialisés (listés au sein de l'Annexe B du Protocole de Kyoto), se sont engagés de manière contraignante à réduire leurs émissions, sur la période 2008-2012, de 5,2 % en

moyenne par rapport au niveau d'émissions enregistré en 1990. Le Protocole de Kyoto défini à cette occasion précise donc les règles de comptabilisation et les mécanismes éligibles. Il est entré en vigueur en 2005, lorsque les conditions requises de signatures par les parties ont été atteintes^[48].

Parallèlement à cette dynamique d'engagements contraignants des États qui ne vise que les pays industrialisés, de nombreuses initiatives volontaires privées se sont mises en place, sans que les réductions d'émission soient comptabilisées dans les objectifs fixés par le protocole de Kyoto^[49].

Les dispositifs issus du protocole de Kyoto, tout comme les dispositifs volontaires, reposent sur l'idée que la séquestration de carbone et la réduction d'émissions de GES sont des externalités positives qu'il convient de rémunérer. Cette logique est à la base de la finance carbone qui s'est développée ces dix dernières années et pour laquelle des crédits, exprimés en tonnes équivalent carbone (tCO₂e) séquestrés ou non émis, s'échangent, à la fois sur le marché de conformité (pour lequel les crédits sont comptabilisés dans les objectifs du protocole de Kyoto) et sur le marché volontaire (hors protocole de Kyoto).

3.2.2. La prise en compte progressive de la thématique forestière dans les négociations climat

Le rôle des forêts dans la séquestration du carbone est particulièrement important : 80 % du carbone terrestre stocké dans la végétation et 40 % du carbone stocké dans les sols sont comptabilisés dans les écosystèmes forestiers (Seymour et Forwand, 2010). L'étendue et la forte productivité des forêts tropicales sont notamment d'une importance particulière. Pan *et al.*, (2011) estiment ainsi qu'entre 47,5 et 62,5 % du carbone stocké en forêt (sol et végétation) l'est en zone tropicale. De plus, d'après des estimations récentes (Friedlingstein *et al.*, 2010 ; Peters *et al.*, 2011), la déforestation serait responsable de 11 à 15 % des émissions mondiales de GES^[50], et ce majoritairement en zone tropicale. Le phénomène de dégradation des forêts est également capital, et bien que plus difficile à quantifier^[51]. En Asie tropicale, Houghton et Hackler (1999)

[48] 55 % des parties représentant au moins 55 % des émissions de GES des pays de l'annexe B devaient avoir signé pour que le protocole entre en vigueur.

[49] Pour plus de détails sur l'évolution des politiques internationales sur le changement climatique, voir Gupta (2010).

[50] Les estimations, plus anciennes et maintenant caduques, du dernier rapport d'évaluation du GIEC considéraient que la déforestation représentait 20 à 25 % des émissions mondiales (GIEC, 2007).

[51] Le GIEC a souligné la difficulté de définir la dégradation et propose un cadre de définition centré sur le stock de carbone : « Une perte d'au moins Y % du stock de carbone forestier (et des valeurs forestières) causée par une action anthropique directe et à long terme (persistant pendant X années ou plus) depuis une date T et non qualifiée de déforestation ou d'une des activités considérées par l'article 3.4 du protocole de Kyoto ». Traduction des auteurs (PCC, 2003).

ont cependant tenté cette évaluation, estimant à 26 % la part des émissions de carbone due à la dégradation des forêts sur la période 1850-1985. En Afrique tropicale, Gaston *et al.*, (1998) estiment, quant à eux, que 50 % des émissions de carbone des forêts seraient dues au phénomène de dégradation.

Par ailleurs, l’aval de la filière forestière est également concerné par la lutte contre le changement climatique, compte tenu des émissions de GES qu’elle engendre (méthane issue de la décomposition des déchets de scierie, par exemple).

Malgré le rôle important joué par les forêts vis-à-vis du changement climatique, ces dernières ont mis du temps à intégrer officiellement les négociations internationales sur le changement climatique. Ce n’est qu’à partir de la COP11, qui s’est tenue en 2005 à Montréal, que l’on peut dire que la thématique forestière est devenue un enjeu central de ces négociations^[52]. Le tableau 11 recense les différents leviers que le secteur forestier offre pour l’atténuation du changement climatique et les opportunités de financement qui en découlent. L’objet de notre étude étant la gestion forestière, nous nous intéresserons plus particulièrement à l’amont de la filière.

Tableau 11 *Typologie des mécanismes carbone de l’amont à l’aval de la filière forestière*

Amont			Aval	
Forêt			Filière bois	
REDD	<i>Afforestation et reforestation (A/R ; ou boisement/ reboisement)</i> MDP	Amélioration de la gestion sylvicole (REDD +)	Valorisation de la biomasse énergie (y compris des déchets de sciage et de l’évitement des émissions liées à la décomposition de ces déchets) MDP	Valorisation des produits bois matériaux

Note : les mécanismes reconnus par le protocole de Kyoto et pouvant donc donner lieu à des crédits échangeables sur le marché de conformité apparaissent en gras.

Source : d’après Chenost et al.(2010).

[52] Voir le document ONFI et AFD (2011) pour un historique de la prise en compte de la thématique forêt dans les négociations sur le climat.

3.2.3. Le MDP forestier

Pour atteindre les objectifs contraignants de réduction des émissions qui leur ont été fixés par le protocole de Kyoto et qu'ils se sont engagés à tenir, les pays industrialisés^[53], historiquement les plus émetteurs, peuvent (i) réduire les émissions de GES à l'intérieur même de leurs frontières par des changements de leurs politiques industrielle et énergétique par exemple, (ii) échanger, en vendant et/ou en achetant des permis d'émission avec d'autres pays émetteurs ou (iii) financer un projet permettant de réduire les émissions dans un autre pays. Si ce projet est réalisé dans un pays de l'annexe B, on parle de mise en œuvre conjointe (MOC) et, dans le cas contraire, de MDP. À quelques exceptions près, comme l'Australie ou la Guyane française, les forêts tropicales se trouvent dans des pays hors annexe B. Le MDP est donc apparu comme le principal mécanisme de financement carbone pouvant concerner les forêts tropicales sur le marché de conformité (régé par le protocole de Kyoto).

Cependant, la question de l'éligibilité des projets forestiers au MDP a fait l'objet de fortes divergences entre, d'une part, les ONG et les gouvernements européens et, d'autre part, les pays non européens lors de la COP6 à La Haye en 2001 : les ONG et les pays européens s'y sont opposés pour cause de difficultés de suivi, de possibilités d'impacts négatifs sur l'environnement, et de problèmes liés au foncier dans les pays du Sud (Lecocq et Ambrosi, 2007). Le MDP dans son ensemble, et particulièrement le MDP forestier, a par conséquent été adopté tardivement dans les négociations du protocole de Kyoto, et est souvent considéré comme une « *coquille vide* » (Lecocq et Ambrosi, *ibid.*). Les débats ont en effet débouché en 2003 sur la seule inclusion des activités de boisement et reboisement (A/R)^[54] dans le MDP^[55] dans le cadre du Land Use, Land-Use Change and Forestry (LULUCF : usage des terres, changement d'usage des terres et foresterie), dont les règles de comptabilisation des émissions ont été définies par le GIEC (IPCC, 2003). Les projets de conservation des forêts tropicales en sont donc exclus. Outre cette règle d'éligibilité des seuls projets d'*afforestation* et de *reforestation*, les projets entrant dans le cadre du MDP forestier doivent satisfaire

[53] Ces pays sont listés en annexe B du protocole de Kyoto. Ils correspondent aux pays listés en annexe 1 de la CCNUCC.

[54] La FAO définit les boisements et reboisements dans le cadre du mécanisme de développement propre comme suit : les boisements, désignés en anglais par « *afforestation* », se réfèrent à une activité humaine de conversion de terres non boisées depuis au moins 50 ans en terres forestières, voire de terres qui n'ont jamais été boisées. Les reboisements, désignés en anglais par « *reforestation* », correspondent à la remise en forêt de terres déboisées plus récemment (Neeff, 2008).

[55] Cependant, les émissions d'un pays de l'annexe B pouvant être compensées par des activités éligibles au MDP et relevant des activités d'*afforestation/reforestation* ne doivent pas dépasser 5 % des émissions totales de ce pays (CCNUCC, 2001).

au critère d'additionalité (ses porteurs doivent démontrer que ces projets n'auraient pas été mis en œuvre s'ils n'avaient pas été inclus dans le MDP). Les projets doivent également établir un scénario de référence (scénario sans projet MDP) et comptabiliser les fuites (émissions induites par le projet au-delà de son périmètre). De plus, les projets MDP engendrent des crédits non permanents, c'est-à-dire que l'on considère que le stockage de carbone est limité dans le temps puisque l'état boisé peut être détruit à un moment donné, notamment par le feu ou la conversion (Chenost *et al*, 2010). Leur comptabilisation dans les objectifs du protocole de Kyoto est donc caduque après un certain nombre d'années. Ceci, ajouté au retard pris dans la définition du cadre méthodologique de ces projets puis aux coûts de transaction élevés, à la complexité et au délai important de montage des projets MDP forestiers, a contribué à restreindre considérablement leur attractivité pour les porteurs de projets (Chenost *et al*, 2010) : « *Le MDP forestier, personne n'en veut* » (entretien CDC Climat).

Le premier projet d'A/R réalisé dans le cadre du MDP a eu lieu en Inde en 2006. Depuis, le nombre de projets n'a que très faiblement augmenté jusqu'à constituer aujourd'hui seulement 0,8 % de l'ensemble des projets MDP (Diaz *et al*, 2011). On comptabilise aujourd'hui 65 projets MDP d'A/R concrétisés à travers le monde dans les pays hors annexe B^[56], dont 28 en cours de validation. Aucun crédit carbone n'a été émis sur le marché jusqu'à aujourd'hui, les promoteurs devant attendre la fin de la première période d'engagement, c'est-à-dire la fin de l'année 2012, pour émettre leurs crédits sur le marché.

Peu représentatif des mécanismes soutenant une GDF^[57], le MDP forestier n'en est pas moins important compte tenu de l'influence que les débats menés à son propos ont eu sur les deux mécanismes présentés ci-après.

[56] On trouve aujourd'hui des projets MDP forestiers dans les pays suivants : Albanie, Argentine, Bolivie, Brésil, Chili, Chine, Colombie, Costa Rica, Éthiopie, Inde, Indonésie, Kenya, Laos, Moldavie, Nicaragua, Niger, Ouganda, Paraguay, Pérou, République démocratique du Congo, Sénégal, Tanzanie, Uruguay, Vietnam.

[57] Notons ici que le MDP n'est cité que 16 fois dans notre corpus de textes scientifiques constitué sur la gestion durable des forêts (pour rappel, ce corpus a réuni plus de 1 300 textes) et qu'aucun des interlocuteurs interviewés ne nous en a parlé. Il est essentiellement traité de façon académique (enseignement, recherche pour la mise au point des spécificités techniques pour la mise en œuvre d'un tel mécanisme, etc.).

3.2.4. Le mécanisme REDD+ en vue de l'après Kyoto

La lente construction du mécanisme REDD+

Comme nous venons de le voir, le MDP s'est concentré sur les thématiques de boisement et de reboisement, et n'a donc pas permis de prendre en charge les thématiques pourtant cruciales de déforestation et de dégradation des forêts. Elles sont néanmoins réapparues progressivement dans les débats, lors de la COP11 en décembre 2005, avec la définition du processus de réduction des émissions dues à la déforestation (RED). Deux ans plus tard, les Parties se sont accordées à Bali (COP13, 2007) sur la possibilité de prendre en compte, outre les activités de lutte contre la déforestation, des activités de réduction de la dégradation des forêts. Le concept de RED s'est ainsi élargi à REDD (le second D désignant la dégradation) puis à REDD+ en 2010 (COP16, Cancun), le + caractérisant, « *la préservation, la gestion durable des forêts, et le renforcement des stocks de carbone forestiers dans les pays en développement* » (Décision 1 de la COP16). À ce jour, un mécanisme REDD++ est en discussion. Il pourrait inclure, en sus des activités déjà mentionnées, d'autres telles que l'agroforesterie, le semis sous couvert végétal, la préservation d'arbres hors forêts et l'augmentation des intrants pour réduire les besoins en terre.

Outre l'élargissement du REDD à REDD+, la COP16 a aussi ouvert la voie à une construction concrète de ce mécanisme en fixant à grands traits les mesures à mettre en place au sein des pays en voie de développement. Il s'agit de préparer une stratégie nationale en trois étapes, basée sur un inventaire national et un système de suivi, de rapport et de vérification des émissions. Enfin, si les modalités du mécanisme REDD+ ont été à nouveau débattues pendant la COP17 de Durban en décembre 2011, aucun objectif chiffré n'a été annoncé.

Ce mécanisme, construit selon une optique incitative (il prévoit de rémunérer les pays qui parviendront à diminuer leur taux de déforestation par rapport à une situation de référence), devrait être intégré au « régime Climat », qui doit suivre le protocole de Kyoto actuellement encore en cours de mise en œuvre. En 2012, le mécanisme REDD+ en tant que tel n'a donc pas encore été lancé. Le type d'instrument de rémunération et ses modalités précises de fonctionnement et d'approvisionnement sont encore en discussion, et de nombreuses réserves sont émises à son propos. Néanmoins, la phase de « préparation » du REDD+ a, elle, été officiellement amorcée dès 2007. Avant de s'engager dans des rémunérations incitatives sur la base d'un résultat, il a en effet été unanimement décidé que des investissements préalables étaient nécessaires. Aussi, aujourd'hui, à toutes les échelles (internationales, sous-régionales, nationales, locales), des activités de préparation au mécanisme REDD+ sont en cours (Wertz-

Kanounnikoff et Kongphan-Apirak, 2009) financées par divers fonds constitués à cet effet^[58]. REDD+ canalise ainsi aujourd'hui la plupart des financements destinés aux forêts tropicales (Smouts, 2001 ; Simula, 2008 ; Association for Tropical Biology and Conservation et Society for Tropical Ecology, 2009). On assiste en cela à un certain « REDDissement » des projets relatifs à la gestion et à la conservation des forêts (Bernard *et al.*, 2012). Tous les projets pilotes REDD+ défendent par ailleurs le fait de soutenir une GDF et ce, malgré le flou qui demeure sur les actions pouvant être éligibles au REDD+, comme nous allons le voir maintenant.

Un certain flou sur les actions éligibles au mécanisme REDD+

Bernard *et al.*, (2012) soulignent que, dans la phase de définition du mécanisme REDD+, l'on a pu assister à un élargissement progressif du champ d'action des activités y étant éligibles (CCNUCC, 2007). Le champ d'application du mécanisme REDD+ inclut ainsi aujourd'hui (CCNUCC, 2011) :

- les activités de réduction des émissions résultant de la déforestation,
- les activités de réduction d'émissions résultant de la dégradation forestière,
- les activités de conservation des forêts,
- les actions qui permettent d'augmenter les stocks de carbone forestier,
- les activités de GDF.

Ces mêmes auteurs constatent que ces activités semblent se recouper, au moins partiellement, ce qui tiendrait à la négociation sous-jacente qui a eu lieu pour satisfaire telle ou telle partie prenante à la convention climat, ou tel ou tel acteur influent, en mentionnant les enjeux forestiers qui le concernaient. La différence entre déforestation et dégradation est facile à comprendre même si, d'un point de vue technique, la dégradation est difficile à établir : la déforestation désigne la réduction de l'aire forestière ; la dégradation insiste sur la réduction de la densité de biomasse dans les zones forestières.

Il est en revanche plus compliqué de définir ce que déterminent les trois activités suivantes:

- les activités dites de conservation ciblent des zones forestières qui ne sont pas forcément menacées de déforestation au moment de la mise en œuvre de ces activités mais qui permettent, en revanche, de garantir la non-déforestation sur le long terme ;





[58] On peut citer, parmi les financements principaux le Fonds de partenariat pour le carbone forestier (FPCF) et le Programme d'investissement pour les forêts (PIF) de la Banque mondiale, le fonds UN-REDD des Nations unies ou encore le Fonds pour les forêts du Bassin du Congo (FFBC) (Chenost *et al.*, 2010).

- en ce qui concerne les activités permettant l'augmentation des stocks de carbone forestiers, elles visent soit à enrichir des forêts déjà existantes, soit à reconstituer des forêts sur des terres nues mais à vocation forestière ;
- enfin, la GDF englobe un ensemble de pratiques qui doivent viser une « bonne » gestion de la ressource forestière (Bernard *et al.*, *ibid.*).

On peut classer les actions auxquelles se réfèrent les cinq pôles d'activités englobées dans REDD+ selon deux critères (cf. tableau 12) :

- s'agit-il de d'un changement d'état d'une « non-forêt » à une « forêt » ou bien d'un changement qui permet une augmentation de la densité de carbone d'une forêt ?
- s'agit-il de réduire des incitations négatives (éviter la réduction de la surface arborée ou éviter l'appauvrissement en carbone par hectare), ou bien d'inciter à des changements positifs (augmenter la surface des forêts ou augmenter la capacité de stockage de carbone des forêts existantes) ?

Tableau 12 Portée du mécanisme REDD+ en 2011

Changements de :	Réduction des incitations négatives	Incitation aux changements positif
La surface forestière (ha)	Déforestation évitée RED 	Afforestation et reforestation CDM, REDD+ 
La densité de carbone (Carbone/ha)	Dégradation évitée REDD 	Restauration et réhabilitation REDD+ 

Sources : d'après Bernard *et al.* (2012), inspiré de Lasco *et Minang* (2009).

Le mécanisme REDD+ s'est d'abord positionné comme un instrument de réduction des incitations négatives, en luttant contre la dégradation et la déforestation. Il s'est ensuite ouvert, au travers des activités contenues dans le signe +, à des incitations positives pour l'augmentation des stocks de carbone. Ainsi, les activités de restauration et de boisements/reboisements permettent, respectivement, d'augmenter la densité de carbone par hectare sur des forêts déjà existantes, et de boiser des terres qui étaient nues mais considérées « à vocation forestière ».

Les projets forestiers associés au marché du carbone volontaire constituent le troisième mécanisme de finance carbone lié aux forêts et cités comme soutenant la GDF.

3.2.5. Les projets forestiers sur le marché volontaire

Le marché du carbone volontaire, initialement vu comme une sorte de « test » pour le marché de conformité (y compris pour la mise en place du REDD+), s'est fortement développé ces dernières années (Diaz *et al.*, 2011). Il existe plusieurs marchés parallèles sur lesquels les crédits carbone peuvent s'échanger, principalement le marché Voluntary Over-the-Counter (Voluntary OTC) et le Chicago Climate Exchange (CCX)^[59]. Plusieurs activités en lien avec la forêt peuvent donner droit à l'émission de crédits carbone sur ces marchés : des activités d'A/R, de REDD+^[60], d'agriculture, de foresterie et autres usages des terres (Agriculture, Forestry and Others Land Uses, AFOLU) et de gestion forestière améliorée (Improve Forest Management, IFM) (Diaz *et al.*, 2011). La distinction entre ces activités repose sur des méthodologies spécifiques que nous ne détaillons pas ici.

Le marché OTC est de loin le plus important et le plus ancien (Hamilton *et al.*, 2010) en ce qui concerne les projets forestiers. Avant 2005, il était presque l'unique marché où pouvaient s'échanger des crédits pour les projets forestiers. Aujourd'hui, on compte plus de 130 projets forestiers sur le marché OTC^[61]. Sur l'ensemble des activités pour lesquelles des crédits carbone peuvent être émis, les projets A/R compte pour 5,8 %, le REDD pour 33 %, AFOLU pour 5,5 % et IFM pour 5,8 %. Ces projets se répartissent sur les cinq continents avec une majorité d'activités dans les pays d'Amérique du Nord et du Sud^[62].

Le marché CCX a été lancé en 2003 sous l'impulsion de 13 membres qui ont volontairement pris l'initiative de réduire leurs émissions de GES de 4 % pour la période d'engagement 1998-2001. Durant cette première période, l'influence du CCX a progressivement augmenté jusqu'à atteindre une centaine de membres. Deux autres

[59] D'autres marchés volontaires sont ignorés dans cette analyse en raison de leur faible importance dans les activités de projets forestiers.

[60] Ici REDD est compris au sens strict, c'est-à-dire que les projets relevant uniquement du REDD+ ne sont pas inclus.

[61] Voir la base de donnée présentée sur le site du Forest Carbon Portal : <http://www.forestcarbonportal.com/> (Forest Carbon Portal, 2011).

[62] Les projets forestiers sur le marché OTC sont réalisés dans les pays suivants : Allemagne, Argentine, Australie, Belize, Bolivie, Brésil, Cambodge, Canada, Chine, Costa Rica, Equateur, Espagne, Etats-Unis d'Amérique, Géorgie, Guatemala, Honduras, Inde, Indonésie, Kenya, Madagascar, Malaisie, Mexique, Mozambique, Nicaragua, Nouvelle-Zélande, Ouganda, Panama, Paraguay, Pérou, Philippines, Pologne, République démocratique du Congo, Royaume-Uni, Sierra Leone, Suisse, Tanzanie, Trinité-et-Tobago, Vietnam.

périodes d'engagement ont été complétées depuis (2003-2006 et 2007-2010). Le marché du CCX s'arrêta après cette 3^e période d'engagement, à la fin de 2010, après avoir connu une année faste en 2008, période à laquelle les échanges de crédits sur ce marché représentaient près de la moitié de ceux du marché volontaire (Hamilton *et al.*, 2010), l'autre moitié ayant été réalisée dans le marché OTC (Diaz *et al.*, 2011). Outre les 14 autres types d'activités éligibles pour le marché CCX, seules les activités d'A/R et de forêts gérées durablement (Sustainable Management of Forests [SMF], aujourd'hui équivalent aux projets IFM) rentraient dans le cadre des projets forestiers (Diaz *et al.*, *ibid.*). Au cours de sa période de validité, 35 projets forestiers entrant dans le cadre du CCX furent ainsi développés principalement dans les pays d'Amérique du Nord et du Sud comme le Brésil, le Chili, la Colombie, le Costa Rica, l'Uruguay mais aussi les États-Unis.

Les projets forestiers sous le marché volontaire (type OTC ou CCX) sont largement majoritaires en comparaison de ceux éligibles au marché de conformité (type MDP). Ceci s'explique notamment par la faible attractivité du MDP forestier pour les porteurs de projets. De plus, contrairement aux projets MDP, les crédits forestiers peuvent être permanents sur le marché volontaire, ce qui augmente leur attractivité aux yeux des porteurs de projet. Il apparaît au final que la finance carbone a été perçue, dès le début, comme une manne financière importante pour certains gestionnaires forestiers (entretien MAP). Les pratiques forestières s'en sont trouvées significativement marquées, avec le développement et la professionnalisation de montage de projet carbone (Chenost *et al.*, 2010) dans le cadre de la GDF.

Nous allons maintenant aborder la troisième et dernière catégorie de dispositifs de gestion associée à la GDF qui concerne les dispositifs visant à accroître la participation locale.

3.3. Des dispositifs visant à accroître la participation

La participation n'est pas une notion récente dans le champ du développement : de nombreux auteurs ont montré comment ce principe a été mobilisé dans les différentes phases de l'histoire des idées, des institutions et des opérateurs du développement (Richards, 1985 ; Chauveau, 1994 ; Olivier de Sardan, 1995 ; Leroy, 2008). Si elle semble avoir mis plus de temps à s'imposer dans la conception et la mise en œuvre des projets de gestion forestière, en particulier par rapport aux projets de développement agricole, le discours semble aujourd'hui unanime et consensuel : la GDF ne peut être atteinte que dans la mesure où les populations sont associées à sa définition et à sa mise en œuvre. Comme nous l'avons montré au cours des première et deuxième parties de cet ouvrage, le débat international sur les forêts et les nombreux sommets internationaux

ont eu à ce propos un rôle significatif. En 1992, l'Agenda 21 précisait ainsi que : « *les enjeux environnementaux sont mieux gérés lorsque l'ensemble des populations concernées participe à cette dernière à l'échelle pertinente* »^[63] (Nations unies, 1992a) ou encore que : « *les populations indigènes, leurs communautés et les autres communautés locales ont un rôle vital dans la gestion et le développement environnemental en raison de leurs savoirs et de leurs pratiques traditionnelles* »^[64] (Nations unies, *ibid.*). Les réformes législatives forestières réalisées dans les PED ont également peu à peu conduit à institutionnaliser la question de la participation dans les modes de gestion forestière : les processus de planification amorcés dans certains pays par le biais des PFN et des programmes nationaux de gestion/action environnementale (PNGE/PNAE) recommandaient notamment à la fin des années 1990 la « *participation de tous* » (Nguingui, 1999).

Plus de 30 % des textes constituant notre corpus d'analyse de textes scientifiques abordent ainsi les questions de la participation et l'associent à des dispositifs de gestion spécifiques. Les textes juridiques internationaux et nationaux analysés traitent également de ces questions à de nombreuses reprises.

La notion de participation est néanmoins très polysémique : bien que les méthodes de gestion participatives aient eu tendance à se standardiser depuis les années 1980 (Leroy, 2008), les dispositifs mis en œuvre pour favoriser la participation des populations locales restent très divers. La nature de ces dispositifs peut ainsi différer considérablement selon la place qu'ils donnent à l'implication effective des populations locales dans la gouvernance des ressources, selon les droits d'accès et d'usage des ressources dont ces dernières dépendent, et selon les droits de propriété qui leurs sont dévolus (Rasul *et al.*, 2011). Schlager et Ostrom (1992) identifient ainsi différents régimes de gestion participative en se basant sur une typologie qui permet de distinguer les droits (i) d'accès à la ressource, (ii) d'usage, (iii) de gestion, (iv) d'exclusion et (v) d'aliénation^[65].

[63] Traduction des auteurs : « *Environmental issues are best handled with the participation of all concerned citizens, at the relevant level* ».

[64] Traduction des auteurs : « *Indigenous people and their communities and other local communities have a vital role in environmental management and development because of their knowledge and traditional practices* ».

[65] Droit d'accès : droit d'une communauté ou de ses membres d'accéder à un espace forestier. Droit d'usage : droit d'une communauté ou de ses membres d'utiliser et de bénéficier des PFNL et des ressources ligneuses dans un espace forestier. Une communauté peut avoir un droit d'usage à des fins de subsistance et/ou commerciale. Droit de gestion : droit d'une communauté ou de ses membres de participer à la définition des règles internes d'accès, d'usage ou de transformation de la ressource. Droit d'exclusion : droit d'une communauté ou de ses membres de décider d'exclure ou d'inclure un individu des autres droits précédents. Droit d'aliénation : droit d'une communauté ou de ses membres de vendre, céder ou de partager l'espace forestier concerné, y compris de vendre l'ensemble des autres droits précédents (Schlager et Ostrom, *ibid.*).

Le tableau 13 illustre cette diversité en présentant quelques exemples nationaux relativement connus : la gestion conjointe des forêts en Inde, la foresterie communautaire au Mexique, et la gestion communale des forêts au Cameroun.

Tableau 13 Régimes de droits pour différents modes de gouvernance de trois approches de gestion participative des forêts

Pays	Mode de gouvernance	Droits d'accès	Droits d'usage	Droits de gestion	Droits d'exclusion	Droits d'aliénation
Inde	Gestion conjointe	x	Cas par cas	-	0	0
Mexique	Gestion communautaire	x	x	x	x	Entiers ou partiels
Cameroun	Gestion communale	x	x	x	x	x

x : La loi garantit les droits.

0 : La loi ne garantit pas les droits.

- : La loi garantit les droits aux communautés de participer à la création des plans de gestion.

Source : d'après Schlager et Ostrom (1992).

3.3.1. La gestion conjointe des forêts en Inde

Le concept de gestion conjointe des forêts (*Joint Forest management*) a émergé vers la fin des années 1970 en Inde dans les États d'Haryana, du West Bengal et du Madhya Pradesh (Bhattacharya *et al.*, 2010). L'administration et les communautés dépendantes des forêts ayant clairement constaté une dégradation des écosystèmes forestiers, des « contrats », initialement assez informels, ont vu le jour, formalisant ainsi les premières initiatives de coopération entre les services forestiers de l'État et les communautés locales. Fort de ces expériences novatrices, la nouvelle politique forestière de 1988 (Republic of India, 1988) les a consacrées pleinement en lançant le programme Joint Forest Management (JFM).

Aujourd'hui, plus de 22 M ha, répartis dans 28 États, sont gérés sous la houlette de programmes de JFM. Ils couvrent ainsi une bonne partie du territoire forestier indien, et concernent divers types de forêts, depuis des forêts exploitées jusqu'aux aires protégées. Chaque programme prévoit l'instauration de groupements représentatifs des communautés en charge de la planification et de la gestion des ressources : les Village Forest Committees (VFC) et les Eco-Development Committees (EDC). Le rôle de ces comités est à la fois d'assurer la protection des zones sensibles et de promouvoir

la restauration des zones dégradées. Ils décident et planifient les opérations à mener par le biais de plans de gestion. L'État, via l'administration forestière, est directement représenté au sein de ces comités, où il conserve un rôle d'approbation des plans de gestion et de contrôle du bon déroulement des opérations.

Le JFM ne prévoit pas le transfert de propriété ni les modalités de gestion sur des domaines concernés mais il accorde des droits de gestion restreints au prélèvement des ressources ligneuses secondaires et des PFNL. Les communautés locales tirent ainsi bénéfice du JFM à travers deux mécanismes :

- un bénéfice direct issu de la collecte et de la commercialisation de PFNL et des sous-produits de l'exploitation forestière ;
- une manne financière correspondant à 50 % des bénéfices des ventes des produits ligneux distribuée pour le fonctionnement des comités (le reste des bénéfices revenant à l'État).

Ces programmes sont financés principalement par l'aide multilatérale (Banque mondiale, Banque japonaise de développement ; cf. Republic of India, 2002), des ONG et l'État indien.

Des expériences similaires et récentes ont été développées en Afrique (Ghana, Gambie, Tanzanie, Zambie, Nigeria, Ethiopie) en suivant le modèle indien.

3.3.2. La foresterie communautaire au Mexique

De nombreux pays^[66] ont institutionnalisé la foresterie communautaire comme une modalité de gestion des ressources forestières. En raison du degré de maturité atteint dans la mise en œuvre de ce mode de gestion, le Mexique fait office de laboratoire de référence (Barton et Merino-Pérez, 2002). Ce contexte d'acteur pionnier s'explique par différents facteurs, notamment historiques :

- la révolution de 1917 a donné lieu à une grande réforme agraire qui a conduit à rapidement stabiliser le régime foncier et à reconnaître la propriété des terres aux populations indigènes ainsi que leur contrôle sur les ressources. Toutefois, même si les communautés ont gagné une certaine autonomie à cette époque, les décisions de gestion restèrent néanmoins fortement assujetties au contrôle strict de l'État ;

[66] On peut notamment citer les pays suivants : Bénin, Bolivie, Brésil, Cambodge, Cameroun, Colombie, Gabon, Gambie, Ghana, Guatemala, Indonésie, Laos, Madagascar, Nicaragua, Ouganda, Panama, Papouasie-Nouvelle-Guinée, Philippines, Tanzanie, Thaïlande, Vietnam et Zambie.

- la réforme de la politique forestière en 1992 a accéléré le processus de décentralisation du pouvoir de l'État vers les communautés rurales, et la révision de la loi forestière de 2003 a scellé la constitution des forêts communautaires.

Aujourd'hui, on estime qu'environ 80 % des zones forestières du Mexique sont sous le contrôle juridique légal des communautés (Barton *et al.*, 2003). On trouve deux régimes de gouvernance pour la gestion communautaire au Mexique, connus sous le nom d'*ejidos* et de *comunidades*. Elles se distinguent par les droits d'aliénation des espaces forestiers qu'elles gouvernent : les *ejidos* possèdent la propriété pleine et entière des espaces forestiers tandis que les *comunidades* n'ont pas la possibilité de vendre leurs terres. Plus de 3 000 communautés, à la fois *ejidos* et *comunidades*, sont aujourd'hui juridiquement reconnues au Mexique, et disposent donc des pleins droits dans les modalités de gestion des ressources forestières (Bray, 2004). L'utilisation des ressources est planifiée et régulée à travers un plan de gestion, entièrement sous la responsabilité de la communauté. Dans ce système, l'État n'a plus qu'une responsabilité limitée, qui consiste à certifier la conformité légale de ces plans. La forêt identifiée comme « communautaire » est alors consacrée par la signature d'une convention entre l'administration et la population.

Au-delà de l'exemple mexicain, les régimes de droits des forêts communautaires sont nombreux et très diversifiés dans le monde (Almeida et Hatcher, 2011). À titre d'exemple, les *Reserva extrativista* ou les *Reservas de Desenvolvimento Sustentável*, réserves forestières gérées communautairement au Brésil depuis 2000, ne disposent que de droits d'accès et d'usages sur leurs espaces. De la même façon, les *Hutan Kemasyarakatan*, un type de forêts communautaires instauré en Indonésie depuis 1999, n'offre pas la possibilité, pour les populations, de participer à la définition des règles de gestion, celles-ci étant élaborées par l'État.

Le Mexique se distingue donc de nombreux autres cas par les droits de gestion et d'aliénation que le pays accorde légalement aux communautés concernées. Le secteur forestier y est fortement décentralisé. Les entreprises communautaires forestières mexicaines (*Community Forest Enterprises*, CFE) en fournissent un bon exemple : elles s'organisent autour d'une gestion collective de la ressource, du prélèvement vers la transformation jusqu'à la commercialisation. Les bénéfices de l'exploitation forestière, et plus particulièrement du bois d'œuvre, reviennent entièrement aux communautés qui ont également la possibilité de soumettre leur exploitation à des promoteurs privés sous la forme de concessions. Certains auteurs estiment que la gestion des forêts y est donc durable en raison du niveau de décentralisation de l'État sur le secteur (Barton et Merino-Pérez, 2002 ; Barton *et al.*, 2003 ; Bray, 2004).

3.3.3. Les forêts communales au Cameroun

La loi forestière camerounaise de 1994 (République du Cameroun, 1994) a engendré de profondes réformes dans la gestion forestière en formalisant officiellement des principes de participation des populations locales. En s'appuyant sur les travaux du Projet d'aménagement pilote intégré de Dimako (API-DIMAKO ; Durrieu de Madron *et al*, 1998c), l'État camerounais a ainsi institutionnalisé le principe des forêts communales (FC). Selon l'article 30 de la loi forestière principale camerounaise, est considérée comme FC, « toute forêt faisant l'objet d'un acte de classement pour le compte de la commune concernée ou plantée par la commune ».

Les FC représentent un type nouveau de gestion d'espace forestier, intermédiaire qui pourrait se situer entre un modèle de foresterie communautaire et une exploitation conventionnelle publique ou concédée sous forme de concession (Poissonnet et Lescuyer, 2005) : d'une part, elles partagent avec les modèles concessionnaires l'objectif d'exploitation commerciale reposant sur la réalisation d'un aménagement technique et sophistiqué, d'autre part, à l'image des modes de gestion participative, elles doivent intégrer les divers intérêts des populations locales concernées (*i.e.* les citoyens de la commune rurale).

16 FC ont été initialement prévues dans le plan de zonage de 1995 (FAO, 2008), mais on en compte seulement 7 aujourd'hui sur le territoire camerounais, chacune d'entre elles ayant fait l'objet d'un classement par décret ministériel (PFBC, 2011). Les FC sont généralement de taille réduite (de 10 000 à 20 000 ha) en comparaison des standards nationaux d'exploitation des forêts (généralement de 50 000 ha à plus de 100 000 ha ; cf. Nguenang *et al*, 2007). Les FC appartiennent au domaine permanent de l'État^[67] et sont donc, au même titre que les UFA, soumises à des plans d'aménagement juridiquement stricts et rigoureux. Toutefois, à la différence des UFA, souvent laissées en concession à un exploitant privé, les FC deviennent la propriété foncière exclusive des communes et leur sont cédées définitivement, sans bail ni période de concession (République du Cameroun, 1994). Les décisions de gestion et l'utilisation des ressources forestières (ligneuses et PFNL) incombent entièrement au conseil communal (ou municipal) chargé de représenter l'ensemble des citoyens d'une commune donnée, et qui, de fait, se doit de rendre des comptes directement aux populations concernées. Les FC permettent d'intégrer les populations locales selon trois modes participatifs (Poissonnet et Lescuyer, *ibid.*) :

[67] Le domaine forestier permanent correspond à une des catégories foncières des espaces forestiers camerounais.

- une réunion d'information avant la classification d'un domaine en FC ;
- la prise en compte des usages et des besoins des populations locales dans la constitution du plan d'aménagement ;
- la création d'un comité de consultation représenté par des citoyens et qui scelle le transfert de pouvoir de l'État vers les communautés.

Les expériences de FC sont très récentes et relativement nombreuses dans les PED, et certains pays ont d'ores et déjà adopté des dispositions juridiques pour les encadrer (Ghana, Laos, Philippines, Sénégal, Vietnam, etc.) tandis que d'autres sont encore au stade de l'expérimentation à l'échelle de l'initiative et du projet local (Bénin, Cambodge, Inde, etc.).

La dimension participative a subi des mutations profondes depuis l'émergence du paradigme de GDF, entraînant des modifications des schémas de pensée sur les modalités de gestion des ressources renouvelables. Cependant, pour certains, et malgré les annonces politiques, la reconnaissance de la participation dans le monde forestier n'est pas parvenue à s'imposer comme un « cadre de gestion » à part entière. Elle serait plutôt abordée comme un outil susceptible de fournir une réponse au volet social du développement durable (Kouplevatskaya, 2007). Les formes de gestion décentralisée traduiraient en cela et avant tout, une volonté d'internaliser le pilier social dans la logique d'exploitation des ressources. Les dispositifs participatifs de gestions forestières (gestions communautaire, conjointe ou communale) se développent néanmoins encore dans une multitude de situations où les enjeux de pouvoir demeurent souvent très asymétriques entre les administrations en charge de la gestion forestière et les communautés locales, qui sont finalement laissées pour compte, et ce, tout en donnant l'illusion de constituer un modèle où la représentation de tous les intérêts est équivalente (Oyono, 2004 ; Leroy, 2008).

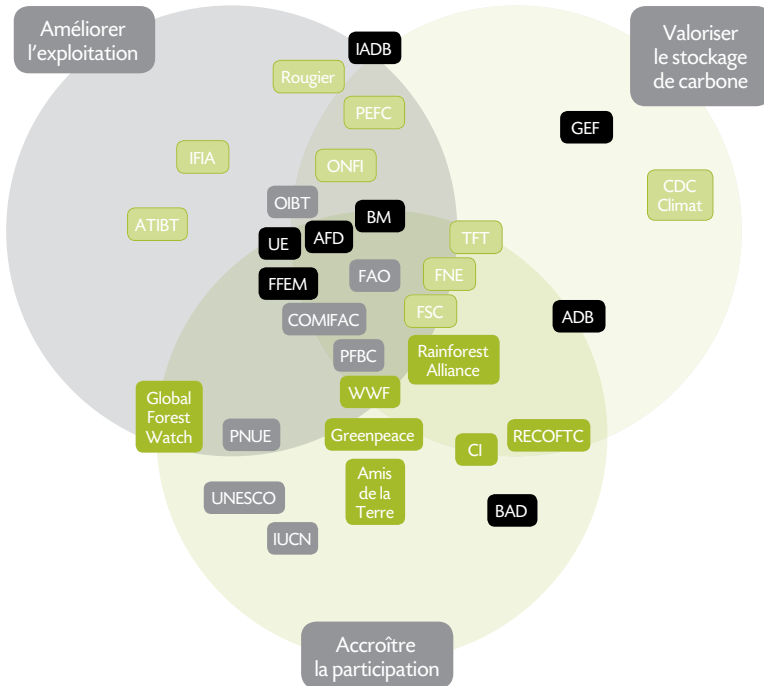
Au terme de cette troisième partie, on remarque que la GDF, apparue officiellement il y a 20 ans, renvoie aujourd'hui à une réelle diversité de pratiques. L'opérationnalisation du concept se traduit néanmoins par un nombre relativement restreint de grands dispositifs de gestion qui reposent sur des cadres théoriques et des formats idéologiques propres aux acteurs qui les mobilisent : améliorer l'exploitation forestière, valoriser le stockage du carbone et accroître l'implication des populations locales constituent ainsi les principales réponses opérationnelles du secteur forestier aux enjeux du développement durable. Avant de poursuivre notre analyse en nous penchant plus spécifiquement sur la manière dont la GDF a permis, ou pas, de prendre en charge les enjeux environnementaux forestiers, il paraît pertinent de souligner ici deux points qui nous semblent essentiels.

Tout d'abord, derrière une apparente polysémie du concept de GDF, les dispositifs de gestion partagent des similitudes quant à l'évolution du mode de gouvernance général qui les caractérise. Ils défendent ainsi, pour bon nombre d'entre eux, une logique de régulation qui repose sur le marché et la contractualisation entre les parties prenantes. Le rôle d'appui technique de l'État a progressivement diminué pour se concentrer sur l'encadrement juridique nécessaire à la mise en œuvre des dispositifs promus. La gestion en tant que telle est aujourd'hui portée principalement par des opérateurs privés ou des partenariats publics-privés. Ces doctrines, typiques du processus de normalisation du développement durable (Leroy, 2010) favorise la fragmentation des projets et leur mise en œuvre autour d'une multitude d'instances de régulation, valorisant les initiatives volontaires plutôt que les règles contraignantes ou interventionnistes. Cette normalisation s'opère par la mise en place de référentiels, eux-mêmes en lutte pour s'instaurer en tant que « standard », les sociétés internationales d'audit étant notamment des acteurs très actifs de cette dynamique de normalisation (Leroy et Lauriol, 2011). Le schéma de certification forestière et la définition de PC&I en est l'exemple le plus concret (Mione *et al.*, 2009).

Par ailleurs, bien que présentés *supra* de manière séparée, on s'aperçoit, dans la majorité des contextes, que ces différents types de dispositifs de gestion sont amenés à s'hybrider. Les différents acteurs utilisent en effet l'un ou/et l'autre des dispositifs et se positionnent relativement différemment sur l'échiquier du monde forestier en fonction des enjeux du développement durable (économique, social, environnemental) qu'ils cherchent et contribuent à prendre en charge. Le schéma 2 propose une projection stratégique du jeu d'acteurs qui en découle^[68]. Bien qu'incomplète, elle permet de souligner que les dispositifs de gestion ne sont pas neutres et que les choix effectués sont source de débats controversés sur les meilleures solutions à promouvoir en fonction des contextes et des objectifs visés.

[68] Nous avons évalué, pour un certain nombre d'acteurs de la gestion des forêts à l'échelle internationale, la propension à utiliser l'un ou l'autre des dispositifs de gestion. Cette évaluation est basée sur des critères qualitatifs qui permettent d'estimer le poids de chaque dispositif dans la production bibliographique, en particulier la littérature grise et les discours de chacun des acteurs interviewés. (Voir la liste des sigles en annexes pour les acronymes.)

Schéma 2 Hybridation des dispositifs de GDF par les principaux acteurs du monde forestier



- ONG d'environnement
- Bailleurs de fonds
- OIG
- Industriels, bureaux d'études, filiales, associations techniques, etc.

Source : auteurs.

Il est essentiel de souligner que les dispositifs identifiés présentent, certes, des polarités spécifiques (amélioration de l'exploitation forestière, valorisation du stockage du carbone, accroissement de la participation des populations), mais ils restent fondamentalement centrés sur le développement du secteur forestier selon une logique d'internalisation des externalités environnementales et sociales dont l'objectif reste avant tout économique. Que peut-on en conclure d'un point de vue environnemental ? Dans quelle mesure l'instauration du paradigme de GDF a-t-il permis de répondre aux enjeux environnementaux forestiers tropicaux ? C'est à ces questions nous nous intéressons dans la prochaine et dernière partie de cet ouvrage.

4. Quelle prise en charge des enjeux environnementaux par la gestion durable des forêts ?

Les trois premières parties de cet ouvrage se sont efforcées de faire le point sur l'émergence du concept de GDF et sur sa traduction, à la fois d'un point de vue réglementaire et en termes de dispositifs de gestion mis en œuvre. Cette dernière partie, plus analytique, pose la question de la prise en charge effective des enjeux environnementaux de la gestion des forêts tropicales, enjeux sur la base desquels s'est appuyée la définition même du paradigme de GDF.

Elle dresse d'abord l'état des lieux des forêts tropicales en 2012, qui rend d'autant plus prégnante cette question, puis elle analyse la manière dont sont traitées les préoccupations environnementales dans la littérature abordant la GDF, et en particulier la problématique de la conservation de la biodiversité qui reste un sujet minoré, si ce n'est oublié, de cette gestion. Cette partie reprend ensuite les textes réglementaires et les dispositifs de gestion présentés précédemment pour les passer au crible des points forts ou des critiques qui leur sont adressées au regard des enjeux environnementaux. Enfin, avant de conclure, elle s'intéresse au processus d'évaluation environnemental qui constitue l'un des principaux outils d'accompagnement et d'amélioration des politiques, projets et programmes potentiellement dommageables à l'environnement, en se concentrant sur sa mise en œuvre dans le secteur forestier.

4.1. Un état des lieux forestier toujours préoccupant en zone tropicale

Les méthodologies développées depuis les années 1980, toujours en évolution, permettent aujourd'hui d'établir un diagnostic assez précis du couvert forestier mondial et tropical, en précisant les taux de déforestation – voire même la dégradation – des forêts étudiées. Diverses analyses ont également permis de préciser les causes de ces processus dommageables.

4.1.1. La place des forêts tropicales dans le monde

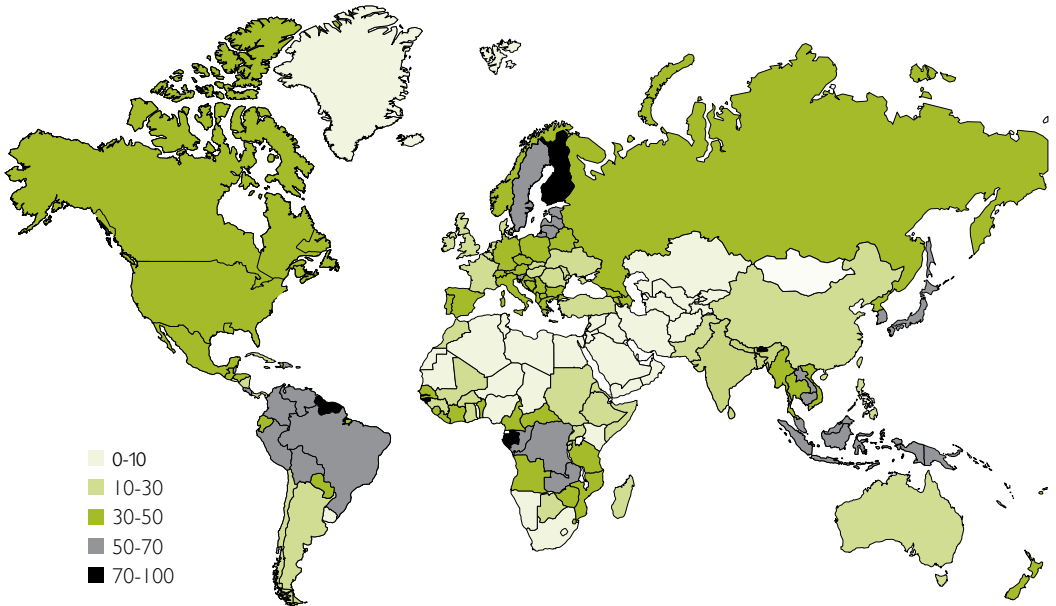
D'après les chiffres du dernier Forest Ressources Assessment (FRA) de la FAO ^[69] (FAO, 2011), les forêts couvrent 4 033 M ha, soit 31 % de la superficie totale des terres, contre 4 168 M ha évalués en 1990. Les forêts tropicales occupent 36 % de la surface forestière mondiale soit environ 1,5 Md ha contre 1,8 Md ha évalués en 1990 (cf. encadré 7). Ces comparaisons, effectuées entre 1990 et 2011, sont à considérer avec prudence car, comme nous allons le montrer, les méthodologies de comptabilité du couvert forestier ont énormément évolué en 20 ans.

Derrière le terme générique de « forêt tropicale », employé pour l'ensemble des forêts de la zone intertropicale, se cache une grande diversité d'écosystèmes décrits par de nombreux systèmes de classification. La classification du World Conservation and Monitoring Center (WCMC) de l'UNEP (UNEP-WCMC, 2004) différencie 15 types de forêts tropicales (dont les mangroves, les forêts naturelles perturbées, les plantations, etc.). La classification proposée par la FAO dans le FRA 2000 (FAO, 2001a) utilisée par le Millenium Ecosystem Assessment (MEA, 2005), distingue, quant à elle, 6 zones écologiques pour les tropiques dont quatre sont forestières : la forêt tropicale ombrophile (*tropical rain forest ou evergreen forest*), la forêt tropicale humide décidue (*semi evergreen forest*), la forêt tropicale sèche (*tropical dry forest*), les formations tropicales arbustives (*shrubland*), le désert tropical (*tropical desert*) et les systèmes montagneux tropicaux (*montaneous rain forest*).

Parmi les pays dans lesquels les forêts occupent une superficie importante (cf. carte 5), les grands pays forestiers tropicaux arrivent en bonne place : le Brésil a la deuxième plus grande surface forestière au monde (520 M ha), la République démocratique du Congo la sixième (154 M ha) et l'Indonésie la huitième (94 M ha) (FAO et OIBT, 2011). Dans les trois grands bassins forestiers tropicaux, les surfaces occupées par les forêts sont particulièrement importantes : 60 % de la superficie du Bassin amazonien, 57 % de celle du Bassin du Congo et 51 % de celle de l'Asie du Sud-Est sont boisées, pour une moyenne de 31 % à l'échelle mondiale (FAO et OIBT, *ibid.*).

[69] Les évaluations des ressources forestières mondiales (FRA) sont un ensemble de documents produits périodiquement par la FAO sur la base des informations fournies par les pays, complétées de données obtenues par télédétection (pour plus d'information sur la méthodologie utilisée se reporter au dernier FRA in FAO, 2011). La portée et la teneur de ces évaluations ont évolué au fil du temps pour s'adapter aux nouveaux besoins d'information. Le principal objectif des premières évaluations était de connaître la disponibilité en bois face aux préoccupations liées au déficit mondial en produits forestiers après la seconde guerre mondiale ; aujourd'hui, les évaluations défendent une approche plus vaste en souhaitant fournir une perspective globale des ressources forestières mondiales, de leur gestion et de leur utilisation. Ces données étant les seules disponibles à l'échelle mondiale, elles font office de référence en la matière, tout en étant loin d'être exemptes de toutes critiques (cf. encadré 8).

Carte 5 Superficie forestière en pourcentage du total des terres émergées par pays, en 2010



Source : d'après FAO (2011).

Encadré 7 L'innovation technologique pour l'évaluation de la déforestation et de la dégradation des forêts

Le programme de télédétection de la FAO

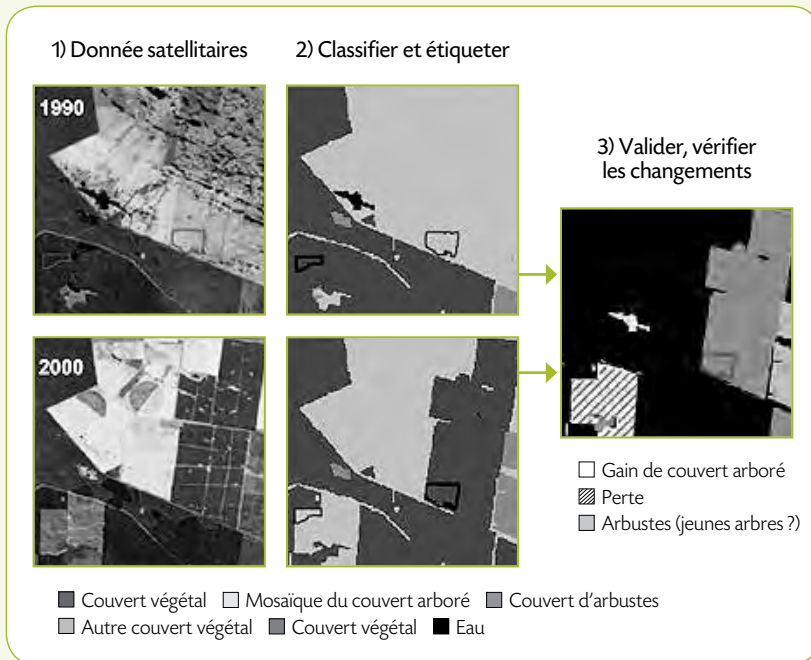
Depuis 2008, la FAO a initié une enquête mondiale sur les surfaces forestières par télédétection (analyse automatique d'images Landsat revues par plus de 200 experts nationaux). « L'utilisation de la télédétection a l'avantage de la cohérence des données et de la méthodologie ; cette étude a été spécifiquement conçue pour détecter et rendre compte des changements de surface forestière à une échelle globale, régionale et de zone écologique »^[70] (JRC et FAO, 2011). Les premiers résultats ont conduit à réévaluer certains chiffres annoncés par le FRA en 2010 (FAO, 2011 ; JRC et FAO, *ibid*). Le schéma 3 illustre la méthode mise en œuvre par cette enquête.



[70] Traduction des auteurs : "the use of remote sensing has the advantage of consistency in data and methodology and this survey has been specifically designed to detect and report on forest area changes at a global, regional and ecological zone scale".

...

Schéma 3 Exemple des différentes étapes dans la transformation des données Landsat en carte classifiée du couvert végétal et changement du couvert qui en résulte, 1990-2000



Source : d'après FAO (2011).

Des technologies fines pour évaluer la structure des forêts

À une échelle beaucoup plus fine, différents travaux de recherche visent à obtenir une analyse de la structure forestière et, pour certains, de sa biodiversité. On peut citer par exemple les travaux du Carnegie Airborne Observatory qui utilise un capteur couplé lidar-imageur hyperspectral aéroporté pour détecter la composition chimique, la structure, la biomasse et la biodiversité d'un écosystème (Asner *et al.*, 2011 ; Carnegie Airborne Observatory, 2011), ainsi que les travaux de Barbier sur l'utilisation des images satellites à très haute résolution en accès libre (type Google Earth® ; Barbier *et al.*, 2010). Ces techniques, encore au stade de développement, devraient pouvoir fournir des informations essentielles sur la dégradation des écosystèmes forestiers et leur capacité à stocker du carbone, avec les applications que l'on imagine, pour le mécanisme REDD notamment.

4.1.2. Un rythme alarmant de déforestation

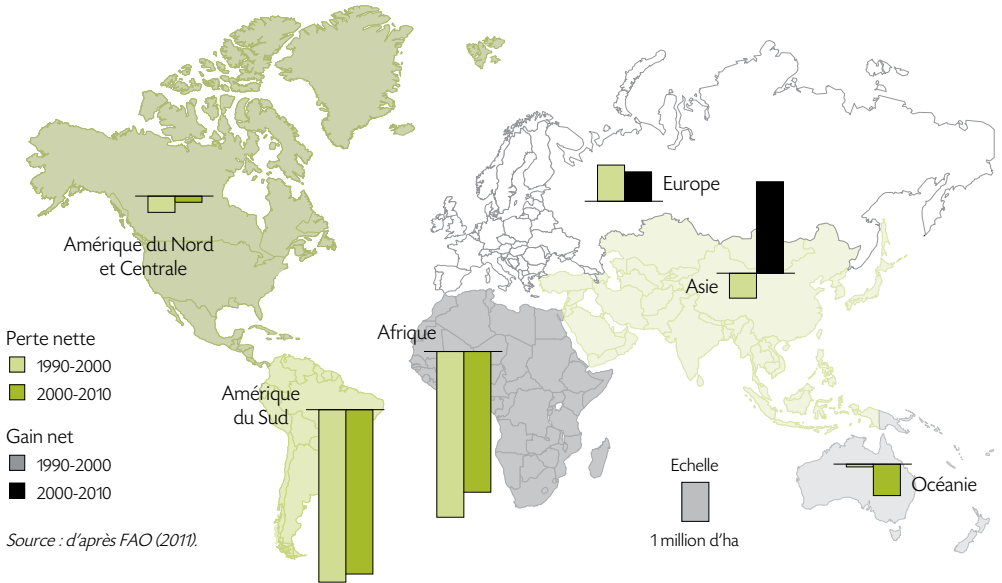
L'évaluation des ressources forestières mondiales conduite par la FAO en 2010 (FAO, 2011) fait état d'un rythme de déforestation « *alarmant* »^[71]. Sur la période 2000-2010, le taux moyen de déforestation brute^[72] (par conversion ou phénomène naturel) à l'échelle mondiale a été de 13 M ha/an contre 16 M ha/an pour la décennie précédente (1990-2000). Même si une certaine diminution semble donc avoir eu lieu, ce chiffre reste très préoccupant, en particulier pour les forêts tropicales. Concernant plus spécifiquement les zones tropicales, les cartes 6 et 7 (FAO, *ibid.*) montrent en effet de fortes pertes de superficies forestières, ce que confirme l'étude du FRA par télé-détection (JRC et FAO, 2011). La FAO signale ainsi que l'ensemble des « *trois bassins forestiers tropicaux ont communiqué une perte nette de superficie forestière de 5,4 millions d'hectares par an pour la période 2000-2010* », pour une superficie forestière totale dans les trois bassins de 1,3 Md ha (FAO et OIBT, 2011). Ce chiffre apparaît certes en premier lieu « *inférieur aux 7,1 millions d'hectares par an de la décennie précédente* », mais il correspond à un chiffre net qui est « *égal à la somme de tous les changements négatifs dus à la déforestation et aux catastrophes naturelles, et de tous les changements positifs imputables au boisement et à l'expansion naturelle des forêts* » (FAO, 2011). Ces chiffres de déforestation nette ne sont pas sans poser question, comme expliqué dans l'encadré 8 : les chiffres de déforestation brute sont en effet en partie compensés par les surfaces de plantations forestières en augmentation sur les trois bassins depuis 1990 (FAO et OIBT, *ibid.*), or la valeur environnementale de ces surfaces est loin d'être équivalente.

L'Amazonie est le bassin ayant enregistré la plus forte perte nette (environ 3,6 M ha/an sur la période 2000-2010), suivi par l'Asie du Sud-Est (1 M ha/an) et enfin le Bassin du Congo (700 000 ha/an environ) (FAO et OIBT, *ibid.*) (cf. cartes 6 et 7).

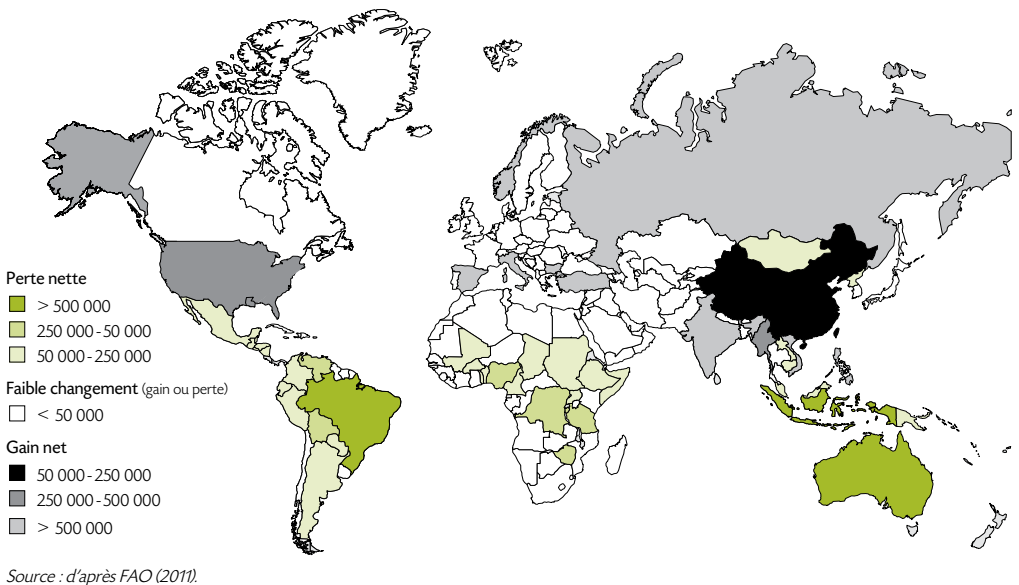
[71] La FAO possède sa propre définition de la déforestation (cf. encadré 8).

[72] Notons ici que la FAO ne donne des chiffres de déforestation brute que pour l'ensemble de la superficie forestière mondiale (cf. encadré 8).

Carte 6 *Changement annuel de la superficie forestière par région sur les périodes 1990-2000 et 2000-2010, en M ha/an*



Carte 7 *Changement annuel de la superficie forestière par pays sur la période 2005-2010, en milliers d'ha*



Encadré 8 La déforestation : savoir interpréter les chiffres

Les rapports successifs du FRA de la FAO fournissent les seuls chiffres disponibles à l'échelle mondiale sur les surfaces forestières et ont à ce titre une portée extrêmement importante. La méthodologie et les définitions utilisées par la FAO sont explicitées clairement. Il convient de ne pas perdre de vue que tout choix méthodologique a forcément une répercussion sur les résultats. Cet encadré a pour objectif d'exposer les points méthodologiques sur lesquels les chiffres du FRA sont fréquemment discutés.

La définition d'une forêt

La FAO définit une forêt comme une terre « occupant une superficie de plus de 0,5 hectare avec des arbres atteignant une hauteur supérieure à 5 mètres et un couvert arboré de plus de 10 pour cent, ou avec des arbres capables d'atteindre ces seuils in situ. La définition exclut les terres à vocation agricole ou urbaine prédominante » (FAO, 2004a). Définir de manière normée et unique ce qu'est une forêt est nécessaire à l'établissement de chiffres mondiaux sur les forêts, et sur la déforestation notamment. Cependant, la diversité structurelle des écosystèmes forestiers dans le monde montre forcément les limites d'une telle définition. Ainsi, les plantations monospécifiques rentrent dans cette définition d'une forêt, ce qui pose problème si l'on considère par exemple leur faible biodiversité et la moins grande diversité des services écosystémiques qu'elles fournissent.

Le changement net de surface forestière

La FAO distingue la déforestation résultant « de la conversion par l'homme d'une forêt en un autre usage et de la destruction d'une forêt par une catastrophe naturelle sans possibilité pour celle-ci de se régénérer naturellement » et l'évolution nette de la surface forestière « égale à la somme de tous les changements négatifs dus à la déforestation et aux catastrophes naturelles, et de tous les changements positifs imputables au boisement et à l'expansion naturelle des forêts ». Ainsi, la surface déboisée peut être compensée par des plantations jusqu'à donner un gain net de surface forestière (c'est le cas de l'Asie avec les très importantes surfaces de plantations réalisées par la Chine). Implicitement, il y a ici l'idée qu'une forêt naturelle et une plantation seraient équivalentes. Nombreux sont ceux, notamment parmi les ONG d'environnement et les chercheurs, qui dénoncent ce choix en soulignant l'absurdité de ce calcul, d'autant plus que les surfaces brutes déboisées ne sont données par le FRA qu'à l'échelle mondiale. Si l'on s'intéresse à l'échelle du pays ou de la région, les seuls chiffres disponibles sont ceux du changement de surface net. On imagine ainsi aisément les raccourcis qui peuvent être fait dans l'utilisation de ces chiffres.

...

•••

Des reportings variables selon les pays

Les données du FRA sont obtenues sur la base de données communiquées par les pays (elles mêmes établies sur la base des inventaires forestiers nationaux ou à dire d'expert), complétées par des données de télédétection. La méthodologie de recueil des données n'est donc pas uniforme, ce qui entraîne nécessairement des imprécisions dans les surfaces calculées : « *Les chiffres précédents sous-estimaient le taux mondial de déforestation pour les années 1990* » (FAO, 2011). Le programme de télédétection de la FAO (cf. encadré 7) vise notamment à pallier ces inconvénients méthodologiques.

Source : auteurs.

4.1.3. Des forêts fortement dégradées

La dégradation est définie par la FAO comme résultant des « *changements au sein de la forêt qui affectent négativement la structure ou la fonction du peuplement ou du site et, par conséquent, diminuent sa capacité à fournir des produits et/ou des services* » (FAO, 2004a). Cette définition est nettement moins précise que celle de la forêt, sur laquelle se basent les chiffres de déforestation. Elle se révèle donc difficile à quantifier. « *Compte tenu de l'insuffisante connaissance des écosystèmes, il peut s'avérer complexe de définir un état de référence à partir duquel on pourrait évaluer la dégradation* » (Lanly, 2003). Toutefois, le Millenium Ecosystem Assessment (MEA, 2005) donne le chiffre de 789 M ha de forêts tropicales fragmentées ou ouvertes. La dégradation d'une forêt a des impacts environnementaux importants. Elle peut conduire à terme à la déforestation (Guéneau, 2011), et le phénomène de fragmentation des forêts qui la caractérise restreint les habitats des espèces animales et impacte l'ensemble des processus écologiques (dissémination des graines, pollinisation pour le maintien de la diversité génétique, etc.).

4.1.4. Des menaces directes et indirectes

Guéneau (*ibid.*) identifie et expose de manière détaillée les nombreuses menaces directes ou indirectes pesant sur les forêts (cf. schéma 4) qui contribuent à l'érosion de la biodiversité et participent à intensifier le problème des changements climatiques. Il différencie les causes immédiates et les causes sous-jacentes. D'autres parlent de causes directes et indirectes (Geist et Lambin, 2002).

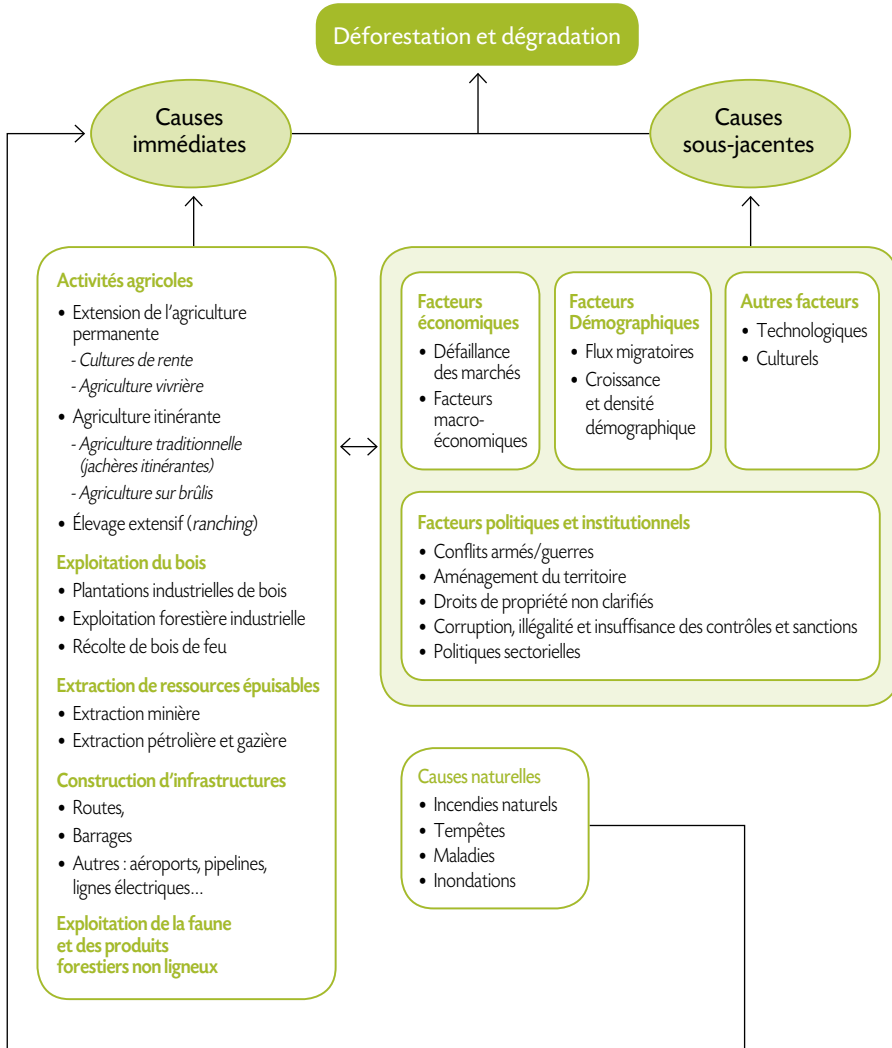
L'agriculture est identifiée comme étant de loin la principale cause de déforestation tropicale^[73] (Shvidenko *et al.*, 2005 ; FAO, 2011). Si plusieurs études ont montré que les forêts peuvent être assez résilientes aux activités traditionnelles d'agriculture sur brûlis à petite échelle (Chazdon, 2003), il n'en est pas de même pour l'agriculture intensive et permanente. La conversion des terres pour l'élevage est également une source de déforestation importante. En Amazonie ou en Amérique centrale notamment (Calvo-Alvarado *et al.*, 2009), il a été montré que les évolutions des taux de déforestation suivaient celle du prix de la viande de bœuf sur les marchés mondiaux, un phénomène connu sous le nom d'« *effet hamburger* ».

Pour ce qui est du rôle des activités forestières à proprement parler, on peut citer la conversion de forêts naturelles en plantations forestières industrielles. Même si les plantations répondent généralement à la définition d'une forêt au sens de la FAO, soulignons ici qu'elles sont loin d'abriter la même biodiversité et qu'elles ne fournissent pas la même variété de services écosystémiques que les forêts naturelles. L'exploitation intensive du bois, les pratiques illégales ainsi que la construction de routes et autres infrastructures en zone forestière sont également citées comme des causes directes de déforestation (Shvidenko *et al.*, *ibid.*), de même que l'exploitation des ressources minières, pétrolières et gazières.

L'ensemble de ces causes directes de déforestation et de dégradation sont largement dépendantes de déterminants économiques, sociaux et politiques dits indirects (Shvidenko *et al.*, *ibid.*) ou sous-jacents (Guéneau, 2011). Guéneau souligne notamment que la pauvreté n'est pas en soi un facteur de déforestation direct ou indirect contrairement à une idée communément admise et répandue depuis les années 1980. Les activités des populations locales sur les forêts seraient ainsi relativement marginales et, lorsqu'elles deviennent problématiques pour la forêt, c'est souvent du fait d'incitations gouvernementales à la conversion des terres.

[73] Dans leur étude portant sur 152 cas en forêt tropicale, Geist et Lambin (2002) ont montré que l'agriculture était un facteur direct de déforestation dans 96 % des cas (en comptant l'élevage qui représente à lui seul 46 %).

Schéma 4 Causes immédiates et sous-jacentes de déforestation et de dégradation



Malgré le développement du concept de GDF, il apparaît donc aujourd'hui que les forêts, et particulièrement les forêts tropicales, ont continué à être soumises à d'intenses pressions depuis les années 1990, conduisant à une dégradation de la forêt et à une déforestation toujours aussi préoccupantes.

Comment peut-on expliquer un tel état de fait, alors que la GDF a été mise en place depuis vingt ans pour limiter la déforestation et améliorer la gestion de ces écosystèmes ? Pourquoi de si faibles résultats malgré l'activité scientifique liée à la GDF (que nous venons de décrire), la forte institutionnalisation réglementaire du concept, sa traduction dans les politiques publiques de nombreux États, et enfin la déclinaison en dispositifs de gestion qu'elle a contribué à mettre en œuvre ? C'est ce que nous abordons à présent en approfondissant l'analyse sur les préoccupations environnementales réellement portées par la GDF, d'abord dans le domaine académique, puis en nous intéressant à la prise en compte effective de cette dimension dans les législations forestières, et enfin dans les dispositifs de gestion.

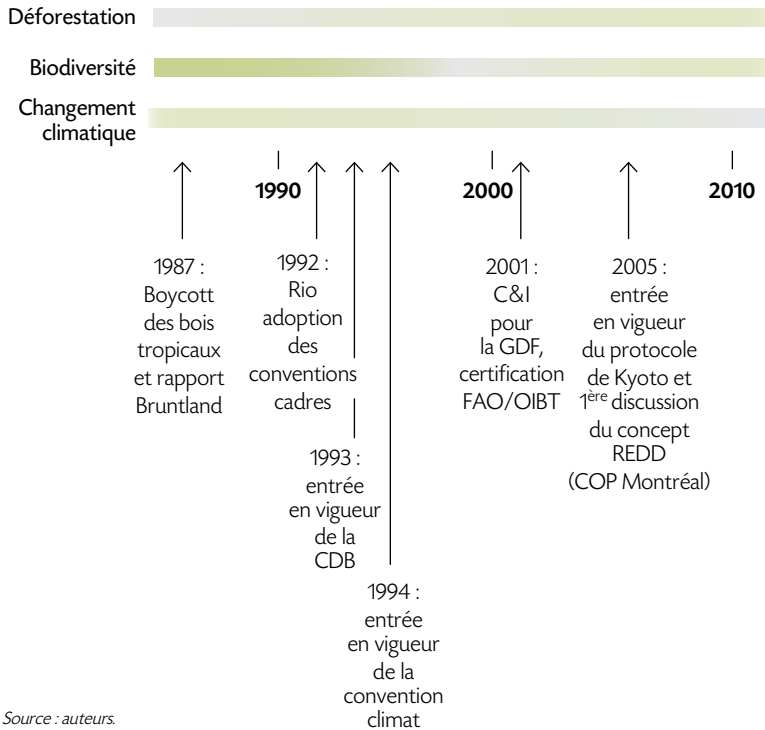
4.2. Les préoccupations environnementales dans la littérature scientifique dédiée à la gestion durable des forêts

4.2.1. Quelle évolution ?

L'analyse lexicométrique que nous avons menée sur notre corpus d'articles scientifiques traitant de la GDF a permis de mettre en évidence les mots clés les plus employés par les auteurs sur le plan environnemental (cf. annexe 3). Trois grandes préoccupations sont ainsi apparues successivement, faisant suite à l'évolution des débats plus généraux menés dans la sphère des politiques environnementales (cf. schéma 5). Le début des années 1990 a été marqué par une attention portée au thème global de la *déforestation*. Suite à l'entrée en vigueur de la convention sur la diversité biologique en 1993 (Nations unies, 1993), on voit alors se développer la problématique *biodiversité*, problématique qui atteint son importance maximale au début des années 2000, jusqu'à l'émergence de la problématique *changement climatique* qui s'est développée rapidement à compter de 2005, année marquant à la fois l'entrée en vigueur du protocole de Kyoto et les premières discussions menées sur le REDD à la COP11 de la CCNUCC de Montréal.

Cette évolution semble indiquer que les négociations internationales influencent de manière non négligeable les thématiques de recherche développées sur la GDF et que la sphère scientifique dans ce champ semble s'emparer des débats préexistants plutôt que de les initier. De plus, nous pouvons constater qu'une préoccupation environnementale tend à supplanter l'autre, au gré de l'évolution de ces débats.

Schéma 5 *Évolution des préoccupations environnementales dans la littérature scientifique obtenue à partir de l'analyse des mots clés de 1 160 notices bibliographiques d'articles scientifiques en anglais issus des bases de données d'articles scientifiques (Web of Science et Scopus)*



La lecture de cette évolution chronologique des préoccupations environnementales traitées par la littérature scientifique dédiée à la GDF montre que la biodiversité y tient une place de choix, en particulier au début des années 2000. Pourtant, nos analyses ont montré (partie 3) qu'aucun dispositif de gestion spécifiquement centré sur la biodiversité n'a été développé dans le cadre de la GDF, contrairement en particulier aux dispositifs « carbone » arrivés pourtant plus tardivement. Afin de mieux comprendre cette asymétrie dans le traitement des préoccupations environnementales et leur capacité de traduction en dispositifs de gestion opérationnels, nous avons mené une analyse plus approfondie du contenu précis des articles traitant de la GDF et abordant les thématiques de la biodiversité et de la conservation.

4.2.2. Quelle place pour la conservation et la biodiversité ?

Environ la moitié des textes constituant notre corpus scientifique aborde le thème de la conservation de la biodiversité. Une analyse détaillée a été menée sur un peu moins de la moitié de ces textes (soit 230 articles)^[74]. Ce thème est abordé principalement par des revues forestières (*Forest Ecology and Management, Bois et forêts des tropiques*), et dans une moindre mesure par des revues de conservation généralistes (*Biodiversity and Conservation, Conservation Biology, Biological Conservation*) et d'écologie (*Ecological Indicators, Journal of Applied Ecology*). Cette première observation montre que les revues spécialisées sur les questions de « conservation » et de « biodiversité » n'ont pas tendance à mobiliser le concept de GDF.

Espaces forestiers concernés

Une large proportion des études traitant à la fois de GDF et de conservation de la biodiversité sont réalisées avec un ancrage géographique bien défini, relativement local et spécifique d'un contexte écologique et social. Elles se concentrent notamment sur l'Amérique du Sud (principalement le Brésil et le Mexique) (33 %) puis sur l'Asie (21 %) et enfin sur l'Afrique (18 %). Peu sont réalisées à une échelle régionale ou établissent un comparatif entre différents pays.

Elles portent principalement leur attention sur les forêts aménagées (31 % ; cf. graphique 10). Un de leurs principaux messages est de reconnaître le potentiel de conservation des forêts aménagées (Imai *et al.*, 2009), ou encore de comparer différents modes d'exploitation entre eux, comme par exemple les bénéfices d'une exploitation à faible impact par rapport à d'autres types d'exploitation (Kammesheidt *et al.*, 2001b).

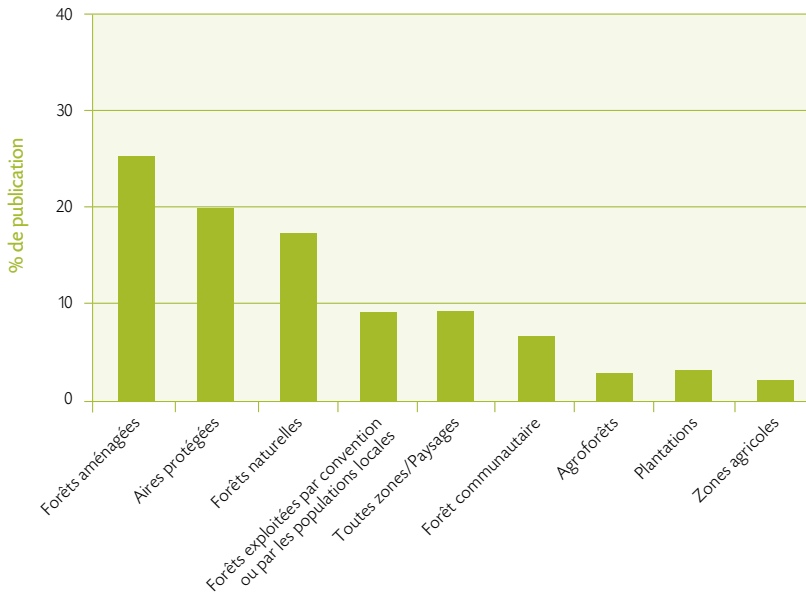
Les aires protégées y tiennent également une place non négligeable (25 % ; cf. graphique 10). Les textes analysés soulignent notamment la volonté de parvenir à concilier les besoins des populations locales et les capacités de l'écosystème à se reconstruire dans des espaces généralement soumis à de fortes pressions anthropiques (réserves de biosphère, parc nationaux, réserves naturelles). Ils mettent ainsi le plus souvent en avant l'enjeu de développement de dispositifs de gestion participative.

Une analyse menée en complément sur l'ensemble des résumés disponibles de notre corpus scientifique sur la GDF a néanmoins montré que les aires protégées étaient globalement très peu citées. Il est donc essentiel de souligner, et nos entretiens l'ont

[74] Sur la base des 1361 publications scientifiques abordant le thème de la GDF qui constituent une part de notre corpus d'analyse, 535 références traitent de la conservation de la biodiversité. 230 étaient disponibles en format numérique pour cette analyse approfondie.

confirmé, que les « aires protégées » ne sont pas associées aujourd’hui au concept de GDF d’un point de vue académique. Et ce, alors que pour certains acteurs de terrain rencontrés et plus directement engagés sur des projets d’aires protégées (forestières ou non), elles devraient être perçues comme tel : « Les aires protégées font clairement partie des outils de la gestion durable des forêts » (entretien CI).

Graphique 10 *Espaces concernés dans les publications scientifiques sur la GDF abordant les questions de conservation et de biodiversité*

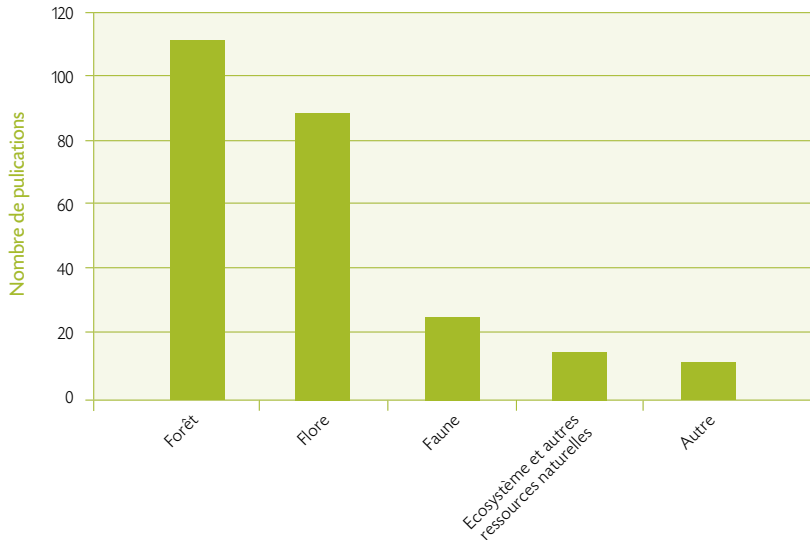


Source : auteurs.

Qu’est-ce que la GDF cherche à conserver ?

L’approche proposée dans cette littérature à propos de la conservation de la biodiversité concerne avant tout la forêt comme objet d’étude général, puis la flore. La faune, elle, est très minoritaire dans les articles analysés (cf. graphique 11).

Graphique 11 Objets concernés dans les publications scientifiques sur la GDF abordant les questions de conservation de la biodiversité



Source : auteurs/

Alors que l'on aurait pu attendre un traitement particulier des thématiques jusque-là peu abordées (biodiversité, faune, flore, ressources en eau, sols, etc.), les questions de « conservation » concernent en priorité le maintien de la ressource arborée exploitée, l'enjeu étant la durabilité de l'exploitation (Boltz *et al.*, 2001 ; Lagan *et al.*, 2007). Le constat peut parfois être assez sévère, soulignant que les mesures d'aménagement et de gestion actuelles ne permettent pas d'assurer un seuil de prélèvement durable des essences commerciales à l'échelle des exploitations forestières (Sist et Ferreira, 2007 ; Zarin *et al.*, 2007). Les principales propositions, consensuelles, sont en faveur de cycles de rotations longs (Kammesheidt *et al.*, 2001a) et de mesures d'exploitation à faible impact (Carret, 2002 ; Krueger, 2004). Ces analyses se situent donc au cœur de l'enjeu de l'exploitation forestière et de son rendement soutenu.

Les dynamiques des peuplements et les effets de l'exploitation forestière sur la biodiversité végétale est par contre relativement mal évaluée (Lacerda et Nimmo, 2010). Les formes végétales, autres que celles exploitables, ne sont pas plus abordées dans les publications spécifiquement orientées sur les enjeux de biodiversité que dans le

reste de la littérature analysée : peu d'études se focalisent sur le sous-bois, les lianes ou les épiphytes, sauf dans le cas de ressources utilisées ou commercialisées par les populations locales comme les PFNL. Il s'agit alors d'études ciblées sur une ou quelques espèces avec l'objectif de définir des seuils d'exploitation durable.

La faune est également peu étudiée, les analyses se focalisant principalement sur les mammifères, généralement la grande faune emblématique (Meijaard *et al*, 2006 ; Stokes *et al*, 2010), les chauves-souris (Presley *et al*, 2008 ; Castro-Arellano *et al*, 2009) et les oiseaux (Holbeck, 2005 ; Danielsen *et al*, 2010). Les études faunistiques sont quasiment toutes réalisées dans des forêts aménagées, l'objectif étant le plus souvent de comparer des populations animales entre des forêts sous aménagement durable et des zones protégées ou exploitées sans aménagement. Plusieurs auteurs insistent également sur le fait que les aires protégées sont insuffisantes pour jouer un rôle efficace de conservation. Ils mettent alors en avant l'intérêt de préserver la faune également dans les espaces exploités mais ils ne précisent généralement pas les limites écologiques d'un tel objectif de gestion (trop fortes pressions, etc.) (Ancrenaz *et al*, 2010). Les études restent au final assez éclectiques : étude des insectes pour leur rôle d'indicateur des perturbations (Aguilar-Amuchastegui et Henebry, 2007 ; Akutsu *et al*, 2007), mais rien sur les amphibiens pourtant connus comme étant très sensibles aux changements de conditions environnementales. Peu de publications traitent par ailleurs simultanément de la faune et de son habitat.

Cette analyse montre donc que la littérature académique traitant de la GDF aborde certes l'enjeu de conservation de la biodiversité de manière assez fréquente mais qu'elle la traite néanmoins comme un enjeu secondaire qui accompagne celui, central, d'exploitation forestière.

Le secteur scientifique, plus large, de la conservation et de l'écologie échappe quant à lui pour une grande part à celui de la gestion durable. Certains auteurs appellent à une meilleure coordination des efforts de recherche entre ces secteurs en vue de réaliser des formulations concrètes pour favoriser la gestion durable (Deconchat et Balent, 2004 ; du Toit *et al*, 2004), mais il semble que la recherche consacrée aux enjeux de protection et de conservation de la biodiversité reste aujourd'hui encore très marginalement traitée par la GDF.

Regardons à présent en quoi l'institutionnalisation réglementaire du concept de GDF a permis, ou pas, d'améliorer la prise en charge des enjeux environnementaux forestiers.

4.3. Quelle prise en charge des enjeux environnementaux par les politiques forestières en zone tropicale ?

La GDF semble avoir impulsé quelques améliorations environnementales dans les juridictions forestières des pays tropicaux. Nous les présentons dans un premier temps avant de relayer l'ensemble des critiques qui leurs sont adressées.

4.3.1. L'amélioration des normes environnementales dans les politiques forestières

Une prise en compte de la dimension écosystémique des forêts

Le premier point que l'on peut citer concerne l'évolution de la définition des forêts. Les réformes des législations présentées en partie 2 ont en effet vu naître de nouvelles définitions de la forêt qui en proposent une vision plus écologique :

- « *La forêt est définie comme un système écologique constitué d'une population de faune et de flore, de micro-organismes forestiers, de terres forestières et d'autres facteurs environnementaux* »^[75] (Socialist Republic of Vietnam, 2004, Art. 3) ;
- « *La forêt est une ressource naturelle précieuse pour la nation et sa spécificité écologique se compose de la biodiversité, des ressources en eau et des terres forestières avec différentes espèces d'arbres poussant naturellement ou plantées dans la zone de forêt protégée, les zones de forêt de conservation et les zones de forêt de production* »^[76] (Lao People's Democratic Republic, 2007, Art. 2).

Cette évolution laisse espérer qu'une attention plus forte soit portée aux questions environnementales forestières dans les choix de gestion promus. Les politiques forestières ont d'ailleurs intégré de nouveaux outils visant à améliorer la connaissance des ressources sensibles du domaine forestier national et ce, notamment, avec un objectif de meilleure prise en compte des équilibres écologiques : les inventaires forestiers nationaux, les inventaires d'aménagement et les plans d'affectation des terres :

- les inventaires forestiers nationaux sont développés avec l'objectif d'équilibre entre exploitation des ressources et impératifs de protection du milieu naturel (République du Bénin, 1996 ; Republic of Indonesia, 1999 ; République du Congo, 2000 ; République gabonaise, 2001 ; Socialist Republic of Vietnam, 2004 ; République togolaise, 2008) ;

[75] Traduction des auteurs : « *Forest means an ecological system consisting of the population of forest fauna and flora, forest microorganisms, forestland and other environmental factors* ».

[76] Traduction des auteurs : « *Forest is a precious natural resource of the nation and its specific ecology consists of biodiversity, water resources and forestland with various tree species growing naturally or planted in the protection forest zone, conservation forest areas and production forest areas* ».

- les inventaires d'aménagement, préalables indispensables à la procédure de plan d'aménagement, se généralisent pour la majorité des pays tropicaux. L'idée principale consiste à inventorier et cartographier les ressources d'un domaine d'exploitation pour planifier rationnellement leur exploitation ;
- le plan d'affectation des terres, qui s'ajoute à l'inventaire d'aménagement, permet d'identifier les zones écologiquement sensibles dans ces domaines exploitables, celles-ci devenant, de fait, des espaces répertoriés où doivent être prioritaires les actions de conservation.

Promulgation de l'étude d'impact environnemental

Encadré 9 Émergence et rôle de l'EIE

Le National Environmental Policy Act (NEPA) (USA, 1969), entré en vigueur aux États-Unis en 1970, a constitué la première législation exigeant la mise en œuvre d'études d'impact afin d'intégrer les préoccupations environnementales dans les hiérarchies décisionnelles. Suivant l'exemple américain, divers pays industrialisés ont par la suite adopté un régime similaire d'évaluation de l'impact sur l'environnement (le Canada, l'Australie et la Nouvelle-Zélande en 1973 et 1974) (Sadler, 1996) tandis qu'en Europe, la France fait figure de précurseur avec l'adoption de la loi relative à la protection de la nature (République française, 1976).

À l'échelle internationale, la démarche évaluative est pour la première fois explicitement décrite dans la Charte mondiale de la nature adoptée en 1982 par l'Assemblée générale des Nations unies : « les activités pouvant avoir un impact sur la nature seront contrôlées et les meilleures techniques disponibles, susceptibles de diminuer l'importance des risques ou d'autres effets nuisibles sur la nature, seront employées, en particulier : (a) les activités qui risquent de causer des dommages irréversibles à la nature seront évitées ; (b) les activités comportant un degré élevé de risques pour la nature seront précédées d'un examen approfondi ; (c) les activités pouvant perturber la nature seront précédées d'une évaluation de leurs conséquences et des études concernant l'impact sur la nature des projets de développement seront menés suffisamment à l'avance ; au cas où elles seraient entreprises, elles devront être planifiées et exécutées de façon à réduire au minimum les effets nuisibles qui pourraient en résulter » (Nations unies, 1982).

Le Sommet de la Terre de 1992 a pleinement consacré l'évaluation environnementale en l'élevant au rang d'instrument national dans le Principe 17 de la Déclaration de Rio, et en la reprenant dans plusieurs chapitres de l'Agenda 21^[77] : « une étude d'impact en

...

[77] L'étude d'impact est mentionnée dans vingt des quarante chapitres de l'Agenda 21.

•••

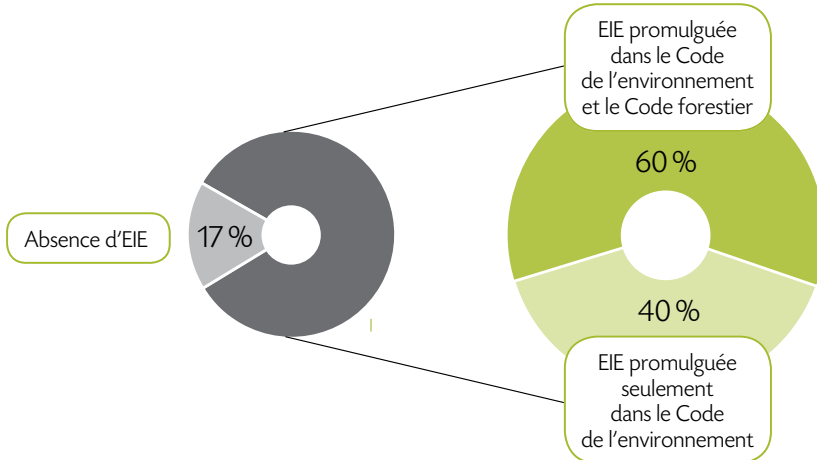
tant qu'instrument national, doit être entreprise dans le cas des activités envisagées qui risquent d'avoir des effets nocifs importants sur l'environnement et dépendent de la décision d'une autorité nationale compétente » (Nations unies, 1992c).

Quelques accords et conventions internationales sont ensuite venus enrichir ce processus d'évaluation (André *et al.*, 1999). Citons par exemple l'article 14 de la Convention sur la diversité biologique (Nations unies, 1993), qui propose d'introduire et de promouvoir le système d'évaluation environnemental pour les projets susceptibles d'avoir un impact négatif sur la diversité biologique, ou encore l'article 17 de la Convention de Lomé révisée en 1995 (ACP, 1995), qui fournit un cadre à l'instrument d'évaluation environnementale pour les projets de grande envergure. On trouve également des références à cette démarche dans la Convention sur l'accès à l'information, la participation du public au processus décisionnel et l'accès à la justice en matière d'environnement (CEE, 1998) ou bien encore la Convention européenne du paysage (Conseil européen, 2000).

L'étude d'impact environnemental (EIE) est « *une procédure qui permet d'examiner les conséquences, tant bénéfiques que néfastes, qu'un projet ou programme de développement envisagé aura sur l'environnement et de s'assurer que ces conséquences sont dûment prises en compte dans la conception du projet ou programme* » (OCDE, 1992). Le principe d'intégration des EIE dans les juridictions nationales portant code de l'environnement et/ou code forestier est une autre avancée notable qui a fait suite à l'avènement du développement durable et de la GDF, suivant les exigences des bailleurs de fonds (cf. encadré 10). L'analyse des textes juridiques environnementaux et forestiers de 36 pays tropicaux^[78] nous a en effet permis d'identifier (cf. graphique 12) que seuls 17 % des pays étudiés (6 pays) ne mentionnent pas l'EIE (ni dans leur code de l'environnement, ni dans leur code forestier), tandis que 83 % (30 pays) la mentionnent, dont 40 % (12 pays) uniquement dans leur code de l'environnement et 60 % (18 pays) à la fois dans leur code de l'environnement et leur code forestier.

[78] L'analyse est réalisée sur la base des textes législatifs et réglementaires dans le domaine de l'environnement et de la forêt disponibles pour les pays francophones et anglophones parmi les 56 pays identifiés dans la deuxième partie de cette étude. Au total, 36 pays ont donc été étudiés : Bangladesh, Bénin, Birmanie, Brunei Darussalam, Burundi, Cambodge, Cameroun, Chine, Congo, Côte d'Ivoire, Gabon, Gambie, Ghana, Guinée, Inde, Indonésie, Laos, Liberia, Madagascar, Malaisie, Nigeria, Ouganda, Papouasie-Nouvelle-Guinée, Philippines, République centrafricaine, République démocratique du Congo, Rwanda, Sénégal, Sierra Leone, Sri Lanka, Tanzanie, Tchad, Thaïlande, Togo, Vietnam, Zambie.

Graphique 12 Promulgation de l'EIE dans les textes juridiques sur l'environnement et la forêt dans 36 pays tropicaux



Source : auteurs.

Encadré 10 L'influence des bailleurs de fonds en matière d'EIE

Dans l'ensemble, les PED ont commencé par appliquer des processus non réglementés d'EIE suivant les exigences des bailleurs de fonds qui l'imposent comme conditionnalité de financement à produire par le promoteur du projet ou programme (André *et al.*, 1999). La Banque mondiale, après quelques réticences, l'impose pour tous les projets financés par le Global Environment Facility (GEF), et pour tous ses projets et programmes sectoriels, sauf les plans d'ajustement structurels (Banque mondiale, 1999). Elle a ainsi été la première institution internationale à avoir établi une série de mesures visant à s'assurer que les projets qu'elle finance ne soient pas dommageables pour l'environnement puis a été suivie par de nombreux bailleurs de fonds.

- **Banque mondiale :** « La Banque exige que les projets qui lui sont présentés pour financement fassent l'objet d'une évaluation environnementale qui contribue à garantir qu'ils sont environnementalement rationnels et viables, et par-là améliore le processus de décision. L'Évaluation environnementale est un processus, dont l'ampleur, la complexité et les caractéristiques sur le plan de l'analyse dépendent de la nature et de l'échelle du projet proposé, et de l'impact qu'il est susceptible d'avoir sur l'environnement. Elle consiste à évaluer les risques que peut présenter

...

•••

le projet pour l'environnement et les effets qu'il est susceptible d'exercer dans sa zone d'influence, à étudier des variantes du projet, à identifier des moyens d'améliorer la sélection du projet, sa localisation, sa planification, sa conception et son exécution en prévenant, en minimisant, en atténuant ou en compensant ses effets négatifs sur l'environnement, et en renforçant ses effets positifs » (Banque mondiale, 1999).

- **FAO** : « *Les évaluations environnementales analysent et évaluent les impacts potentiels sur l'environnement des projets, programmes et/ou politiques proposés. Elles contribuent à améliorer la planification, la conception et la mise en œuvre des projets en fournissant aux décideurs, par la collecte, l'analyse et le transfert méthodique, des données environnementales pertinentes » (FAO, 1999).*
- **Banque africaine de développement** : « *La procédure d'évaluation intègre les dimensions environnementales et sociales aux opérations de prêt de la Banque. Cette procédure repose sur divers instruments, comme l'évaluation des impacts environnementaux et sociaux et le plan de gestions environnementale et sociale » (BAD, 2001).*
- **Banque asiatique de développement** : « *L'évaluation environnementale est le principal outil administratif d'intégration des préoccupations environnementales dans le processus de décision. Il garantit que toutes les initiatives de développement proposées (formulation de politiques, programmes, plans ou projets) auront un impact environnemental minimal et seront environnementalement viables » (ADB, 2003).*
- **Banque interaméricaine de développement** : « *Toutes les opérations financées par la Banque seront contrôlées et classées en fonction de leurs impacts potentiels sur l'environnement » (IADB, 2006).*

Renforcement des mesures de protection des forêts

Les États ont également mis en œuvre, via leur juridiction, trois grands types de dispositions visant à renforcer les mesures de protection dans les écosystèmes forestiers.

Classement des domaines forestiers à protéger et objectifs de conservation

Le classement du domaine forestier national a permis la création d'entités forestières qui n'ont pas vocation à être exploitées. Plusieurs pays précisent les objectifs de gestion dans ces zones et attribuent, de fait, de nouvelles compétences environnementales aux administrations en charge. « *Les forêts de protection sont destinées à garantir le maintien d'un couvert forestier permanent pour la conservation de sols fragiles, de sources ou de cours d'eau. Les coupes rases y sont interdites, sauf nécessité phytosanitaire. Les forêts de conservation naturelles ont pour mission d'assurer la*

pérennité d'essences forestières, de protéger les habitats de la faune sauvage et de la flore ou de préserver des paysages. Ces objectifs, sont précisés dans le décret de classement qui indique les mesures de conservation à prendre. L'exploitation des ressources forestières dans ces forêts doit être conforme à ces objectifs. » (République du Congo, 2000, Art. 10). Ces espaces protégés sont également identifiés dans l'intérêt de la préservation de la faune sauvage.

Maitrise de certains facteurs de déforestation : défrichement et contrôle des feux

Les lois précisent qu'il est presque impossible de procéder au défrichement des espaces forestiers lorsqu'il s'agit du domaine forestier de l'État. Lorsqu'il est rendu possible (République centrafricaine, 1990 ; République du Congo, 2000 ; Socialist Republic of Vietnam, 2004 ; Republic of the Philippines, 2010), le déclassement est soumis à de fortes conditionnalités selon les contextes nationaux : « *Le déclassement des forêts du domaine de l'État ne peut avoir lieu que pour des raisons d'intérêt public, économique ou social, en l'absence d'autre superficie disponible* » (République centrafricaine, 1990). Il doit souvent faire l'objet d'une étude d'impact préalable et/ou obtenir l'approbation d'une commission spécialisée (République du Congo, 2000) et, enfin, peut être accompagné d'une action de reboisement obligatoire pour compenser la diminution de l'espace forestier (République togolaise, 2008). La gestion des feux fait également l'objet de nombreuses dispositions dans les législations (République gabonaise, 2001 ; République démocratique du Congo, 2002b ; Kingdom of Cambodia, 2003a ; Republic of the Philippines, 2010). Les feux étant considérés comme une menace importante, les États ont renforcé les mesures de contrôle à leur égard. Les opérations d'allumage, l'aménagement de couloir coupe-feu, l'implication des populations locales sont des exemples des mesures proposées à ce titre.

Définition des mesures de protection et de conservation dans les plans d'aménagement forestier

La multifonctionnalité des forêts est dorénavant intégrée aux objectifs d'aménagement forestier. Les espaces à protéger sont identifiés dans le plan d'affectation des terres et affectés dans les plans d'aménagement sous la forme d'espaces où l'exploitation est prohibée. On parle alors de séries de conservation et de protection. Ces aspects sont caractéristiques des pays du Bassin du Congo, où le concept d'aménagement forestier s'est le plus développé. Les séries de conservation et de protection sont représentées par ce qui est identifié comme des milieux sensibles (marécages, bas-fonds, forêts de montagnes, forêts avec accès limité) ainsi que des espaces servant de milieux « témoins » avant exploitation (ATIBT, 2005b).

Certaines normes transversales sont également proposées au travers du plan d'aménagement en vue de « *minimiser les impacts de l'exploitation sur l'environnement* » (République du Cameroun, 2001), telles que la protection des rives et plans d'eau, la protection de la qualité de l'eau, la protection de la faune et la gestion de la chasse, le tracé, la construction et l'amélioration des routes forestières, la gestion des campements et des installations industrielles, l'implantation de parc à grumes, le port des équipements de sécurité, la gestion des employés et leurs ayant-droits (hygiène, éducation, santé, etc.), le traitement des déchets, etc. (ATIBT, 2007).

Néanmoins, malgré ces avancées en faveur de l'environnement, diverses critiques souvent interdépendantes sont formulées sur la capacité réelle de ces dispositifs, essentiellement juridiques, à répondre effectivement aux enjeux environnementaux.

4.3.2. Critiques et déterminants d'une prise en charge limitée des enjeux environnementaux

Des normes centrées sur l'exploitation du bois d'œuvre

Si certaines définitions de la forêt ont intégré une approche plus écologique de l'écosystème (cf. infra), cette tendance semble plus marquée en Asie qu'ailleurs. En Afrique, on reste ainsi souvent dans une définition utilitariste de la forêt :

- « *Sont, au sens de la présente loi, considérés comme forêts, les terrains comportant une couverture végétale dans laquelle prédominent les arbres, arbustes et autres espèces susceptibles de fournir des produits autres qu'agricoles* » (République du Cameroun, 1994, Art. 2) ;
- « *Au sens de la présente loi, on entend par [...] forêts, l'ensemble des périmètres comportant une couverture végétale capable de fournir du bois ou des produits végétaux autres qu'agricoles, d'abriter la faune sauvage et d'exercer un effet direct ou indirect sur le sol, le climat ou le régime des eaux* » (République gabonaise, 2001, Art. 4).

Ainsi, les législations forestières des pays du Bassin du Congo mettent la priorité sur l'encadrement juridique des espaces forestiers fournisseurs de bois d'œuvre (Nguiffo, 2008), ce qui conduit à divers processus défavorables à la prise en compte des enjeux environnementaux. À titre d'exemple, un délai de trois ans, en moyenne, peut être accordé à l'exploitant industriel d'une concession pour produire un plan d'aménagement. Pendant ce délai, celui-ci est alors en droit de commencer l'exploitation sans nécessairement respecter les dispositions relatives au plan d'aménagement (entretien IDDRI, WWF et MAP) et il n'est pas rare de voir des concessionnaires

abandonner la concession après ces trois ans d'exploitation sans aménagement, sans que des mesures soient prises à leur encontre (entretien IDDRI et ATIBT-IFIA). Il est par ailleurs intéressant de noter, d'un point de vue social, que la gestion communautaire est généralement soumise à des modalités de gestion plus contraignantes que celles des exploitants privés (République du Cameroun, 1994).

Les législations du Bassin du Congo ont également tendance à délaissier les PFNL, les lois ne prévoyant généralement aucun mécanisme organisant leur valorisation commerciale (République du Cameroun, 1994 ; République démocratique du Congo, 2002*b*). Ce constat joue, là encore, souvent en défaveur de l'environnement. Plusieurs études ont en effet montré que la production ou l'exploitation de PFNL reposent fréquemment sur des logiques de gestion plus écologiques et plus respectueuses de la biodiversité des espaces forestiers que la seule concentration sur les produits ligneux (Gautam et Watanabe, 2002 ; Ambrose-Oji, 2003 ; Lawrence, 2003 ; Gubbi et MacMillan, 2008).

Concernant plus directement les volets biodiversité et gestion de la faune sauvage dans les pays du Bassin du Congo, les dispositions apparaissent peu nombreuses et imprécises (République du Congo, 2000). Lorsqu'elles existent, elles s'attachent le plus souvent à réguler le droit de chasse. Les normes proposées sont généralement uniformes pour l'ensemble du territoire national (République centrafricaine, 1990 ; République du Cameroun, 1994 ; République du Congo, 2000), là où coexistent pourtant des écosystèmes différents. Ces normes semblent avoir été plus justifiées par les intérêts et la régulation de la chasse que pour une réelle gestion conservatrice de la faune à long terme (Nguiffo, 2008).

Ces faiblesses, caractéristiques du Bassin du Congo, sont à moduler si l'on considère par exemple l'Asie, qui attache plus d'importance aux PFNL et qui a des dispositions relatives à la faune plus approfondies, tendant à interdire la chasse et à sécuriser la conservation des espèces (Kingdom of Cambodia, 2003*a* ; Socialist Republic of Vietnam, 2004).

Le manque de décrets d'application

Une autre critique relayée dans la littérature concerne le non-aboutissement des processus de construction juridique. De manière générale, si les réformes des politiques forestières ont permis de créer une législation solide dans les pays tropicaux, un énorme effort est en effet encore nécessaire pour les mettre en application *via* le volet réglementaire dans certains pays (et ce bien que notre étude montre qu'à l'échelle internationale, l'activité normative ne s'est pas arrêtée à la production de

lois, et que ces dernières décennies de nombreux pays ont développé une activité réglementaire importante afin de favoriser la mise en œuvre des réformes sur ce secteur). La loi camerounaise de 1994 cite, par exemple, 137 renvois à des textes et décrets d'applications qui n'avaient, en 2008, toujours pas été formulés (Nguiffo, 2008).

Le manque de volonté politique est souvent mis en cause à ce propos. Toutefois, beaucoup rappellent en premier lieu le manque de moyens financiers, humains et managériaux des administrations (Blaser, 2010), et ce tout particulièrement en Afrique (Buttoud, 2001b ; Yasmi *et al*, 2010).

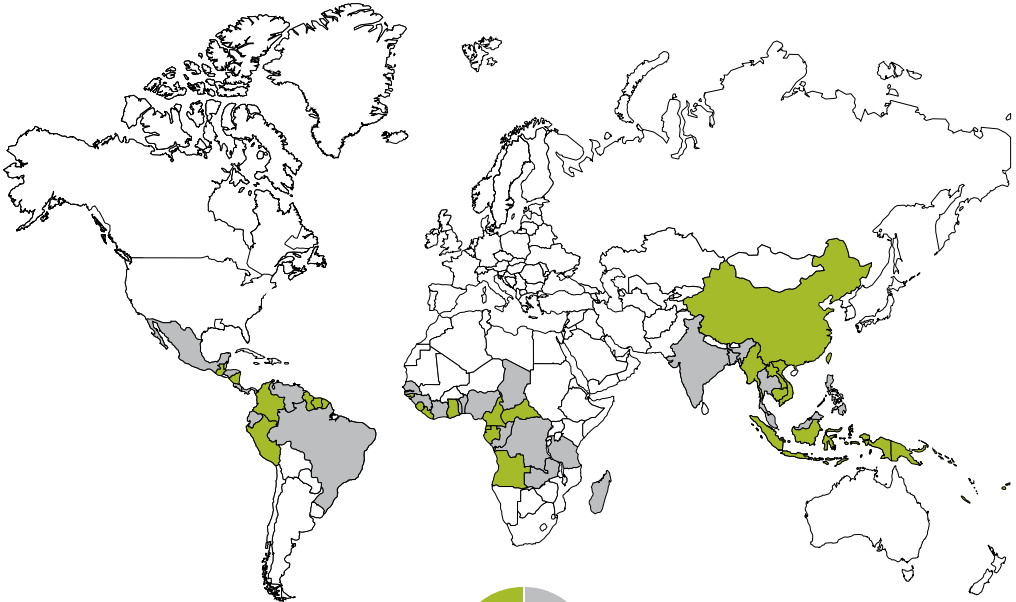
Un système institutionnel complexe et un manque de moyens

La complexité de l'organisation des systèmes administratifs en charge des questions environnementales et forestières est souvent identifiée comme l'un des freins à la prise en charge effective des enjeux environnementaux forestiers.

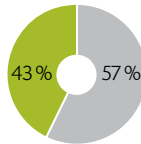
Deux types de systèmes de fonctionnement administratif prédominent au niveau mondial (cf. carte 8) :

- dans 57 % des pays tropicaux, les questions forestières sont traitées par un service ou une administration spécifique d'un ministère qui traite globalement d'environnement (une direction des Forêts, un département des Forêts, etc.) ;
- dans 43 % des pays tropicaux, il existe plusieurs ministères séparés qui abordent chacun des problématiques forestières (ministère de l'Environnement, ministère de l'Agriculture, ministère des Forêts, etc.).

Carte 8 Localisation des différents systèmes administratifs en charge des questions forestières



Pays possédant une administration forestière indépendante du ministère chargé des questions environnementales



Pays possédant une administration forestière incluse dans le ministère en charge des questions environnementales

Source : auteurs.

Si le premier cas de figure peut laisser présager une configuration organisationnelle plus favorable à la prise en compte des enjeux environnementaux des forêts, et donc d'un plus grand dialogue entre secteur forestier et environnement, ce point reste à analyser précisément. De même qu'il est essentiel d'étudier les implications du second cas de figure : permet-il une plus grande mobilisation des moyens de l'État pour les forêts ? Et ce dans leur fonction productive ou de protection ? Par ailleurs, outre ces deux grands schémas organisationnels, on assiste à une certaine diversité de répartition des rôles entre services environnementaux et services forestiers :

- dans certains cas, l'administration en charge des forêts est responsable des questions environnementales dans les espaces de forêts soumis à exploitation, tandis que l'administration en charge de l'environnement est responsable de ces enjeux dans les espaces de forêts protégées (Kingdom of Cambodia, 2003a) ;

- dans d'autres cas, l'administration des forêts se retrouve seule responsable de l'ensemble des enjeux environnementaux dans tous les espaces forestiers (République du Cameroun, 1994) ;
- enfin, dans un dernier cas de figure, une coopération des différentes administrations est promue pour traiter des enjeux environnementaux dans les espaces forestiers (Socialist Republic of Vietnam, 2004).

La phase de réformes législatives impulsée par la coopération internationale et les bailleurs de fonds impliquait des moyens financiers nécessaires à la construction institutionnelle et administrative du secteur forestier alors que, dans les faits, ceux-ci ont nettement diminué au fil des années (Maning, 2004). Les bailleurs avaient fait le pari que les réformes apporterait de la cohérence au niveau du secteur forestier et permettraient ainsi de dégager des financements permanents pour le fonctionnement de leurs administrations, mais l'état des moyens actuels montre que cela n'a pas été le cas.

Au final, les forêts sont souvent l'objet d'une juridiction double qui devient une importante source de confusions. Elles peuvent être abordées aussi bien dans le cadre d'un code de l'environnement que dans un code forestier. Dans tous les cas de figure, et quelle que soit la qualité des textes, ces divers facteurs entraînent un manque de leadership environnemental sur les questions forestières.

Des études d'impacts environnementales non menées, mal cadrées ou peu utilisées

Même si une majorité des pays ont inscrit les EIE dans leur cadre juridique national, il faut néanmoins rappeler que certains n'ont pas encore adopté cette mesure (6 pays sur les 36 analysés).

Pour les 30 pays qui l'ont officiellement fait, il s'avère que la définition et le cadrage juridico-institutionnel de l'EIE sont la plupart du temps très imprécis (cf. encadré 11 et annexe 2) :

- seuls 33 % de ces 30 pays (soit 10) qui proposent un cadre juridique pour l'EIE le font de façon précise : le texte juridique définit précisément une liste d'activités devant être soumises à des EIE, et indique les seuils d'applicabilité par type d'activités pour lesquelles les EIE sont obligatoires. Les activités proposées peuvent être regroupées thématiquement : activités minière et industrielle, exploitation simple d'une forêt, concession d'exploitation, plan d'aménagement, conversion de domaines forestiers pour l'agriculture, projet de reforestation/déforestation, classement/déclassement de forêts et d'aires protégées, plantations forestières, gestion de zones forestières dans un bassin versant et/ou limitrophes d'aires protégées, commerce, échanges et introduction d'espèces, etc. ;

- 43 % des 30 pays concernés (soit 13) ont un cadre imprécis : le texte définit certes une liste des activités soumises à l'EIE mais il ne stipule aucun niveau de seuil, ni les limites dans lesquelles ces EIE sont obligatoires ;
- pour les 24 % restants (soit 7 pays), le cadrage de l'EIE apparaît très flou : le texte fait mention de l'EIE mais sans lister les activités qui y sont soumises. Très souvent, le texte précise que la liste fera l'objet d'une réglementation spécifique, or nous avons pu constater que ces réglementations sont aujourd'hui encore inexistantes.

Encadré 11 Différents types de cadrage juridique de l'EIE

Exemples de cadrage juridique de l'EIE

La mise en place de l'EIE au niveau juridique est récente dans les codes forestiers et les codes de l'environnement des pays tropicaux. Elle suppose de définir, dans chacun d'eux, les objectifs de l'EIE et de fixer le cadre d'application de celle-ci. Le cadrage et la délimitation de l'EIE sont nettement différents d'un pays à l'autre. Nous proposons d'illustrer nos propos en fournissant deux exemples contrastés.

Le Togo, un cadrage précis et détaillé

Le décret « n° 2006-058/PR fixant la liste des travaux, activités et documents de planification soumis à étude d'impact sur l'environnement et les principales règles de cette étude » présente les dispositions réglementaires liées à la mise en place de l'EIE au Togo. Deux types d'EIE sont définis et proposés selon un seuil d'applicabilité : EIE simplifiée (EIES) ou approfondie (EIEA). Une liste d'activités thématiques est proposée et des seuils sont fixés pour chacune d'elles.

Aspects foresterie :

- opération de reboisement et/ou de traitements sylvicoles :
> 10 ha et < 50 ha EIES ; EIEA au-delà ;
- aménagement de zones humides ou de mangroves :
EIES obligatoire, EIEA non applicable ;
- toute exploitation forestière :
> 10 ha et < 50 ha EIES ; EIEA au-delà.

Aspects biodiversité :

- création de parcs et réserves communale, collective ou privée :
> 5 ha et < 100 ha EIES ; EIEA au-delà ;
- capture et vente d'espèces de faune destinées à l'exportation :
EIES obligatoire ; EIEA non applicable ;
- introduction de nouvelles espèces animales ou végétales et d'OGM :
EIES non applicable ; EIEA obligatoire ;

...

•••

- collecte et/ou chasse et vente d'espèces n'ayant jamais fait l'objet de commercialisation par le passé : EIES non applicable ; EIEA obligatoire ;
- réintroduction d'espèces dans une zone où elles étaient : EIES obligatoire, EIEA non applicable ;
- introduction d'espèces exotiques sur le territoire mais non présentes dans la zone d'introduction : EIES obligatoire, EIEA non applicable ;
- activités de prospection biologique : EIES obligatoire, EIEA non applicable ;
- création de parcs, d'aires protégées de réserves terrestres et marines ou de jardins zoologiques d'envergure nationale ou régionale :
> 5 ha et < 100 ha EIES ; EIEA au-delà.

Les Philippines, un cadrage imprécis

Le décret présidentiel « n° 1586 établissant un système d'étude d'impact environnemental » de 1978 présente les dispositions réglementaires liées à la mise en place de l'EIE aux Philippines. L'EIE est promulguée avec la liste des activités devant y être soumises. Toutefois, aucune limite et seuil d'applicabilité ne sont fixés. Les projets de foresterie, l'exploitation, les projets majeurs de transformation du bois, l'introduction de faune dans les forêts publiques/privées, l'occupation des forêts et l'extraction des produits des mangroves sont désignés comme les activités devant faire l'objet d'une EIE.

Outre les faiblesses de certains textes, l'analyse bibliographique et les informations recueillies par entretiens mettent en exergue le fait que les EIE sont encore rarement menées, y compris dans les pays où elles sont pourtant exigées. Plusieurs facteurs peuvent en effet entraver l'application des mesures inscrites dans les textes de lois : l'instabilité politique et socioéconomique du pays, la faiblesse des ressources humaines et financières, le manque d'intérêt pour les questions environnementales ainsi que la pénurie de personnel qualifié et de moyens techniques (Almeida, 2001). Il arrive également que la création des structures spécifiquement en charge de l'EIE prévues dans les textes, soit retardée ou annulée. Enfin, on observe dans certains cas un éclatement des compétences de l'EIE entre l'administration environnementale et l'administration forestière, lié à la dichotomie entre les ministères en charge des forêts et ceux en charge de l'environnement.

Au-delà de ces carences, il n'en demeure pas moins qu'un certain nombre d'EIE sont réalisées dans le secteur forestier. Les principes méthodologiques qui y sont appliqués pour ce secteur sont généralement similaires aux principes théoriques généraux des EIE (cf. par exemple André *et al.*, 1999 ; cf. tableau 14).

Tableau 14 Phase et étapes méthodologiques de réalisation d'un processus d'EIE

Phases de réalisation	Description
Phase pré-terrain	
Analyse préalable	Rencontre avec le promoteur et mission de reconnaissance du site
Analyse documentaire	Analyse des données bibliographiques disponibles et autres supports
Mission de terrain	
Entretiens	Entretiens avec les personnes ressources
Consultation	Consultation publique basée sur la participation des acteurs locaux
Collecte de données	Travail de collecte de données sur le terrain : inventaire physique et biologique, analyse socioéconomique.
Phase post-terrain	
Rédaction	Préparation du rapport officiel d'EIE avec : <ul style="list-style-type: none"> • rappel du contexte, des objectifs et de la méthodologie employée. • description des aspects contextuels historiques et sociopolitiques, notamment dans leur dimension environnementale • rappel du contexte juridico-institutionnel • descriptif du projet <i>in situ</i> • description de l'état initial environnemental • description des résultats de la consultation publique • analyse des impacts environnementaux et proposition de mesures d'atténuation et de compensation

Source : auteurs.

Bien que la méthodologie d'une EIE semble rigoureuse, certains auteurs estiment que celle-ci souffre encore de manques qu'il convient de préciser (Almeida, 2001 ; Rainbow Environment Consult, 2010). Par exemple, André *et al.* (1999) insistent pour que les EIE accordent une attention systématique aux impacts indirects, cumulatifs ou résiduels (cf. tableau 15) et tentent d'y répondre efficacement. Les rapports d'EIE appliqués au secteur forestier que nous avons eus à notre disposition dans le cadre de cette étude souffrent clairement de ces lacunes méthodologiques (JMN Consultant SARL, 2004a et b ; ESSEM, 2008). Par ailleurs, l'utilité même des EIE est parfois mise en cause : « *Les limites c'est justement de savoir derrière à quoi cela sert ? Beaucoup de choses sont faites parce qu'elles constituent des obligations mais, au final, personne ne se sert des résultats. On fait beaucoup de choses, on montre qu'on fait beaucoup de choses, mais finalement les entreprises restent des exploitants forestiers, c'est une évidence* » (entretien ONFI).

Tableau 15 Phase et étapes méthodologiques de réalisation d'un processus d'EIE

Impact direct	Exprime une relation de cause à effet entre une composante du projet et un élément de l'environnement
Impact indirect	Découle d'un impact direct et lui succède dans une chaîne de conséquences
Impact cumulatif	Le résultat d'une combinaison d'impacts générés par un même projet ou par plusieurs projets dans le temps (passé, présent ou avenir) et dans l'espace
Impact résiduel	L'impact qui reste après l'application d'une mesure d'atténuation

Source : d'après André et al. (1999).

L'exploitation illégale

Parmi les causes de déforestation et de dégradation des écosystèmes, l'exploitation illégale tient une part importante (FAO et OIBT, 2006). Nous discutons ici du rôle des textes, des administrations et de l'efficacité des mesures légales prises pour lutter contre l'exploitation illégale que nous avons présentées en deuxième partie de cet ouvrage.

Des failles institutionnelles

Le manque de moyens des administrations, l'incohérence entre les nombreuses juridictions nationales (Code de l'environnement vs Code forestier), l'apparition de nombreuses contraintes légales sur la ressource bois (taxes, limitation ou interdiction de prélèvement, encadrement strict de la commercialisation, etc.), sont tous cités comme étant des déterminants de l'exploitation illégale (Blaser, 2010 ; Yasmi et al, 2010).

Dans certains pays, la légitimité même des lois a pu être mise en cause parce qu'elles auraient été élaborées par des consultants étrangers, selon une approche très « top-down » : les questions de propriété foncière, de gestion et de droits d'usages des ressources par les populations locales ayant été traitées sans compréhension fine des pratiques historiques, culturelles et coutumières anciennes des populations forestières (Kern et al, 1999).

Outre ces facteurs, la corruption des services administratifs est aussi identifiée comme un problème majeur. Elle semble, dans certains pays, affecter tous les niveaux et tous les secteurs de la filière bois dans les bassins tropicaux (Bourguignon, 2006 ; Amacher et al, 2012) (entretien FUSAGx). Son efficacité résiderait dans sa capacité à répondre plus rapidement aux besoins et intérêts divers par rapport aux schémas

conventionnels (entretien MAP). Au niveau local, le manque de transparence et de moyens de contrôle des administrations, les enjeux de pouvoir, les disparités économiques et la marginalisation des acteurs locaux dans les processus décisionnels ont entraîné leur désintéressement croissant face au respect de la norme, accentuant ainsi les dynamiques illégales (Nguiffo, 2008). De plus, le système hiérarchique centralisé, les faibles rémunérations, le manque de formation et de connaissance du contexte local des fonctionnaires de l'administration forestière peuvent les pousser à préférer les recettes d'un contrat informel passé avec des industriels nettement mieux rémunérés plutôt qu'au respect des lois (entretien MAP). L'efficacité de l'administration se retrouve ainsi fortement entravée par la corruption : « *On dit toujours que l'administration est souveraine dans son pays, c'est vrai, aussi corrompue soit-elle* » (entretien FUSAGx et MAP).

Enfin la littérature mentionne également les problèmes de suivi de l'état des écosystèmes. Bien qu'une stratégie de planification et de zonage des territoires soit mise en œuvre dans un certain nombre de pays, de nombreuses lacunes persistent en effet sur la connaissance des ressources disponibles dans les forêts soumises à exploitation (FAO et OIBT, 2006). Le manque d'informations exactes sur le statut juridique des exploitations et des domaines forestiers associés, les quantités et la nature des ressources prélevées, les flux commerciaux de bois et des autres produits freinent la performance des systèmes de contrôle et favorise en cela le développement de l'illégalité.

Face à cette situation d'exploitation illégale massive, encouragée par une demande en ressources ligneuses accrues ces dernières années, la communauté internationale^[79] s'est orientée vers la mise en œuvre de nouveaux accords de partenariats volontaires négociés de façon bilatérale (Cerutti et Lescuyer, 2011 ; ITTO, 2009). C'est le cas du FLEGT que nous avons déjà décrit en partie 2. Nous discutons ci-après de son efficacité environnementale.

Quelle efficacité environnementale du FLEGT ?

Malgré les failles des textes législatifs et réglementaires, nombreux sont les acteurs qui estiment que l'application de la loi résoudrait en grande partie la problématique de la déforestation. « *Concrètement, les codes forestiers sont plutôt bons, donc ce qui est légal est plutôt durable. Enfin...ce qui n'est pas durable a tendance à ne pas être légal* » (entretien MAEE). « *Dans la plupart des cas, les lois et règlements sont*

[79] Nous entendons ici par communauté internationale l'ensemble des institutions (ONG, OIG, bailleurs de fonds, acteurs du développement et scientifiques) qui œuvrent dans le cadre de la gestion des forêts tropicales.

déjà relativement satisfaisants, ils pourraient être améliorés à la marge mais globalement ils apportent des avancées majeures et donc si déjà on arrivait à faire appliquer ces lois, je pense qu'on ferait un grand pas » (entretien Banque mondiale). Le FLEGT, qui vise justement l'application de la loi, est donc pour eux l'outil clé de ce combat : « Le FLEGT est important. Il surpasse tout » (entretien ATIBT- IFIA).

Pour certaines ONG, le FLEGT apparaît prometteur en ce qui concerne l'environnement car les acteurs qui s'y engagent (les États et non les exploitants et acheteurs de bois) n'ont pas d'intérêts économiques directs dans le commerce de ces bois : « le système FLEGT est robuste car avec un contrôle par les États, avec la commission européenne derrière, il n'y a pas de lien financier direct entre la personne certifiée et celui qui certifie » (entretien FNE). Plusieurs ONG d'environnement soutiennent donc cette démarche : « le FLEGT c'est nous. [...] La politique publique d'achat de bois de la France, c'est nous qui sommes derrière » (entretien WWF France).

Par ailleurs, les acteurs du secteur industriel reconnaissent également qu'ils ont tout intérêt à participer au processus FLEGT dans la mesure où les sanctions sont aussi et surtout applicables en aval de la chaîne de valeur : « Ce sont les importateurs qui insistent sur le FLEGT car ce sont les premiers pénalisés donc le secteur industriel s'y met aussi » (entretien Rougier).

Malgré ces attentes et l'enthousiasme que semble engendrer le FLEGT, certaines critiques ont néanmoins été soulevées à son encontre. Une première dénonce des innovations encore trop timides : la gamme de produits soumis au FLEGT, par exemple, est jugée encore trop restreinte : « Sur les produits concernés : c'était assez réduit et, résultat, grâce au lobbying des éditeurs de livres, tous les imprimés ne sont pas concernés par le règlement. Et pas le recyclé non plus » (entretien FNE). Le FLEGT permet d'étendre la gamme de produits concernés dans le cadre des accords de partenariat volontaires mais ceux-ci restent soumis à l'initiative volontaire. La question devient centrale lorsque l'on regarde les quantités de bois utilisées pour l'industrie de la pâte à papier. C'est par exemple le cas des grands pays à la fois producteurs et importateurs comme la Chine et le Brésil. Étendre la gamme des produits soumis au FLEGT signifie également pour eux la possibilité de valoriser une bonne partie de leur production grâce à leur entrée dans le marché européen.

Plus généralement, les critiques visent le système de traçabilité jugé minimaliste : « sur la traçabilité totale : on a une traçabilité minimale » (entretien FNE). La façon dont sont contractés les APV, c'est-à-dire via des négociations bilatérales et volontaires, rend ces accords particulièrement vulnérables à l'évasion : les produits illicites peuvent simplement être réacheminés en Europe via d'autres pays non signataires.

Les filières du secteur bois deviennent aujourd'hui de plus en plus complexes et rendent difficile le suivi de la traçabilité. Le bois peut être exploité intensivement dans un pays, puis être transformé dans un autre avant l'export vers la destination finale : « *FLEGT, on n'est pas sûrs que ce soit un bon outil, parce que tout le bois pas très sûr partira sur des marchés moins regardants, comme en Asie* » (entretien MAP). Cette critique s'est fortement développée ces dernières années en raison de l'augmentation de la demande en produits bois de la part des grands pays transformateurs (Brésil, Chine) et du fait aussi qu'aucun d'entre eux n'a signé d'APV.

Si les réglementations forestières semblent donc s'être structurées en réponse au concept de développement durable, comme nous venons de le montrer, elles présentent encore de nombreuses failles, ce qui explique leur rôle limité quant à une prise en charge effective des enjeux environnementaux forestiers. Qu'en est-il à présent des trois principaux dispositifs de gestion mis en œuvre sous couvert de GDF ?

4.4. Quelle prise en charge des enjeux environnementaux dans les dispositifs de gestion ?

Revenons maintenant sur les différents dispositifs de gestion identifiés, et analysons quelles sont leurs forces et leurs limites vis-à-vis de la prise en charge des enjeux environnementaux forestiers attendue de la GDF.

4.4.1. Les dispositifs visant l'amélioration de l'exploitation du bois : quelle efficacité environnementale ?

L'aménagement forestier durable

Nombreux sont les auteurs et personnes interviewés qui s'accordent sur le fait que l'ADF constitue une solution majeure pour permettre de protéger les forêts tropicales.

Un des arguments développés tient au fait que les exploitants ont intérêt à œuvrer selon des plans d'aménagement durable car la planification leur permet d'optimiser économiquement leurs pratiques : d'une part à court terme, en diminuant les coûts de récolte des bois (par la meilleure connaissance de la ressource, l'optimisation du réseau de pistes, etc. ; cf. entretien ONFI et MAP ; Karsenty et Nasi, 2004) ; d'autre part à long terme, en s'assurant du renouvellement de la ressource (entretien Rougier). En s'inscrivant dans cette dynamique, ils s'assureraient par ailleurs une image positive auprès des acheteurs, ce qui tendrait à favoriser la vente de leurs produits (entretien WWF-France).

De manière plus générale, le principal argument utilisé tient au fait que l'ADF permet aux exploitants de maintenir une activité rentable et qu'ainsi il évite toute conversion des forêts pour d'autres usages (Walker et Smith, 1993 ; Fargeot *et al.*, 2004).

Par ailleurs, certains travaux de recherche tels que la récente étude menée par Putz *et al.*, (2012) se sont intéressés plus particulièrement aux impacts de l'exploitation forestière sur le stockage du carbone et sur la biodiversité. Concernant cette dernière, tout en reconnaissant la difficulté de mener des analyses fiables à ce sujet, Putz *et al.*, (2012) présentent ainsi certains de leurs résultats : « *une méta-analyse, basée sur 109 études menées 1 à 100 ans après la réalisation d'une seule coupe dans le cadre d'exploitation sélective de forêts primaires, révèle des impacts modestes sur la richesse spécifique des oiseaux, mammifères, invertébrés et plantes* »^[80]. Selon ces auteurs « *Grâce à leur grande biodiversité, le carbone qu'elles stockent et d'autres valeurs environnementales qu'elles rendent, les forêts tropicales bien gérées représentent une " voie médiane " entre la déforestation et la protection stricte de la forêt.* »^[81] (Putz *et al.*, 2012).

L'aménagement durable est donc pour certains une manière très directe de protéger les forêts et leurs qualités environnementales. Il constituerait même une norme environnementale intégrant efficacement les trois piliers du développement durable (Carret, 2002 ; Samyn *et al.*, 2011).

Diverses critiques sont néanmoins énoncées, venant contredire ces propos. Certains auteurs rappellent tout d'abord que, pour une très grande majorité, l'exploitation des forêts continue d'être de type « *conventionnelle* » ou « *classique* », c'est-à-dire sans planification de l'exploitation et sans souci réel du renouvellement de la ressource (Guéneau, 2011), ce qui en soi, après 20 ans de promotion de l'aménagement durable, peut être perçu comme un échec. Certains remettent même en question l'idée selon laquelle l'exploitation forestière devrait prendre en charge les préoccupations environnementales et sociales. Selon eux, on demanderait en effet aux exploitants d'outrepasser leur rôle pour pallier notamment les carences des États (entretien SFDIC et ATIBT-IFIA). Pour d'autres, l'aménagement forestier durable reste une sorte de mal nécessaire, comme le suggère la FAO (1994a) qui, tout en le soutenant souligne que « *l'aménagement d'une forêt, même respectueux de l'environnement, en modifie*

[80] Traduction des auteurs : "a meta-analysis based on 109 studies of selective logging of primary tropical forest carried out 1-100 years after a single harvest (Table S4) revealed modest impacts on species richness of birds, mammals, invertebrates and plants" (Putz *et al.*, 2012).

[81] Traduction des auteurs : "With their high biodiversity, carbon, and other environmental values, well-managed tropical forests represent a 'middle way' between deforestation and total forest protection." (Putz *et al.*, 2012).

inévitabilité la structure et l'écologie et ce, bien plus rapidement qu'une politique de conservation » ou encore, comme le souligne un exploitant forestier (entretien Rougier) affirmant que « parler de gestion durable, c'est un peu présomptueux » et préférant communiquer sur une gestion « responsable » plutôt que « durable ».

De manière plus précise, des critiques sont émises sur la rentabilité économique des aménagements forestiers durables. Niesten et Rice (2004) soutiennent ainsi que le retour sur investissement lié à une exploitation par aménagement durable est inférieure à une récolte immédiate, ce qui ne devrait pas inciter les exploitants à mettre en œuvre des aménagements durables. Certains auteurs confirment ces propos : « l'option la plus rentable financièrement consiste à extraire tout le bois disponible, à générer des bénéfices aussi rapidement que possible et à abandonner la zone ou la convertir en champs de soja, en plantations de palmiers à huile ou de bois à pâte, ou en ranchs »^[82] (Pearce et al, 2003 ; Fisher et al, 2011 ; Ruslandi et al, 2011 ; Persson, 2012). La « durabilité économique » de ce système est également largement remise en cause par certains écologues et forestiers du fait que (i) les très gros bois pouvant être exploités lors du premier passage en coupe sont le « fruit de plusieurs siècles de sylvigénèse » et ne pourront donc pas être remplacés dans la durée d'une rotation (Valeix, 1999) et que (ii) le volume prélevé (au-delà des très gros bois) est à la fois trop important pour permettre la reconstitution du capital ligneux au cours de la période de rotation (Karsenty et Gourlet-Fleury, 2006) et en même temps trop faible pour permettre la régénération des espèces de lumière que sont pour majorité les espèces commerciales (Fredericksen et Putz, 2003 ; Karsenty et Gourlet-Fleury, *ibid.* ; Nasi et Frost, 2009).

Divers auteurs montrent également que l'aménagement durable est responsable d'« une perturbation profonde de l'écosystème » (Niesten et Rice, 2004). La littérature scientifique fait en effet état d'impacts significatifs en termes de biodiversité (Frumhoff, 1995 ; Bawa et Seidler, 1998 ; Niesten et Rice, 2004) et en termes de perturbation qui peuvent conduire à la destruction du couvert forestier, comme les feux ou la conversion vers un autre usage (Chazdon, 2003). Si l'on se réfère à la méthodologie employée lors de la constitution des plans d'aménagement, on observe que la prise en compte de la dimension écosystémique concerne un nombre restreint de composantes environnementales : elle aborde d'abord les espèces ligneuses commerciales, puis viennent les espèces végétales sources de PFNL d'importance pour les populations. Dans les deux cas, on considère prioritairement les espèces ayant un intérêt économique

[82] Traduction des auteurs : "The most financially profitable option is to extract all the profit-generating timber as rapidly as possible and then either abandon the area or convert it to soybean fields, oil palm or pulpwood plantations, or cattle ranches" (Pearce et al, 2003 ; Fisher et al, 2011b ; Ruslandi et al, 2011 ; Persson, 2012). Cf. Putz et al, 2012.

ou socioéconomique immédiat. Ensuite, lorsque ces plans d'aménagement abordent la question de la faune, c'est avant tout la grande faune emblématique qui est visée. Les insectes, oiseaux, chauve-souris et autres mammifères, dont le rôle est pourtant bien souvent essentiel au fonctionnement de ces écosystèmes ne sont pas pris en compte (Holbech, 2005 ; Meijaard *et al.*, 2006 ; Castro-Arellano *et al.*, 2009 ; Presley *et al.*, 2009 ; Danielsen *et al.*, 2010 ; Stokes *et al.*, 2010). De manière générale, les impacts de l'aménagement forestier durable sur la structure et le fonctionnement des écosystèmes sont complexes à évaluer et le besoin de recherche dans ce sens est évoqué par de nombreux spécialistes (entretiens SFDIC et Rougier).

Enfin, l'écart considérable entre ce qui est prévu par l'aménagement durable et ce qui est mis en œuvre concrètement sur le terrain est très souvent discuté. Un aménagiste en bureau d'étude reconnaît que beaucoup de données sont acquises lors de l'inventaire d'aménagement, avant tout pour répondre aux contraintes réglementaires, sans toutefois que ces données soient suffisamment exploitées dans l'objectif de limiter les impacts environnementaux (entretien ONFI). Les problèmes de gouvernance sont également récurrents : en premier lieu, le manque de moyens des administrations forestières pour contrôler la mise en œuvre de ces plans et les problèmes liés à la corruption : « *Ce sont les concessionnaires qui payent l'essence des véhicules de l'administration forestière* ». « *On voyait des valises de billets qui s'échangeaient : un tampon d'autorisation de coupe, ça coûte cher* » (entretiens SFDIC et MAP).

Plusieurs limites au modèle d'aménagement forestier durable sont donc régulièrement évoquées, malgré la promotion de ce dispositif. Deux modes de pensée s'affrontent : une vision optimiste, qui assure que le concept, tout en étant perfectible, favorise un mode de gestion intéressant qui tend effectivement vers la GDF (« *l'aménagement forestier, c'est mieux que pas d'aménagement* » ; entretien CIFOR) et une vision pessimiste, qui considère le dispositif comme encore trop complexe, difficile à mettre en œuvre, et relativement inadapté pour être largement adopté (Samyn *et al.*, 2011). Il ne serait ainsi « *ni financièrement attrayant [...], ni écologiquement satisfaisant [...]* » (Niesten et Rice, 2004) d'où l'intérêt pour ces auteurs de proposer des modèles alternatifs qui permettent la conservation des écosystèmes forestiers, tels que des mesures strictes de conservation après coupe ou encore des concessions de conservation.

L'exploitation à faible impact (EFI)

Comme nous l'avons vu dans la troisième partie, l'aménagement forestier durable et l'EFI englobent des pratiques très proches. L'EFI s'attache néanmoins aux impacts directs de la phase d'exploitation sur l'environnement et tente d'y remédier. Lorsque les mesures recommandées sont bien mises en place, les impacts sur le couvert forestier

et les sols semblent pouvoir être effectivement réduits (Putz *et al.*, 2008). L'ITTO (2001) reste cependant dubitative sur l'importance de cette réduction des impacts et sur le niveau d'acceptabilité de l'impact résiduel. Globalement, les limites évoquées quant à l'efficacité environnementale de l'EFI sont similaires à celles de l'aménagement durable : le coût additionnel des pratiques à mettre en œuvre (Putz *et al.*, 2000 ; Abdul Rahim *et al.*, 2009) et la difficulté – voire l'impossibilité – de reconstitution du capital ligneux entre deux coupes (Putz *et al.*, 2008). Greenpeace (2009) a également remis en cause l'EFI, et plus largement l'aménagement forestier durable, pour son rôle dans la diminution du stockage de carbone dans les écosystèmes forestiers.

La certification

Les schémas volontaires de certification présentent une certaine nouveauté dans la mesure où la priorité affichée est de donner plus de poids aux aspects sociaux et environnementaux de l'exploitation des forêts. Les PC&I sur lesquels repose la certification apparaissent, pour certains acteurs du monde forestier, comme des normes fiables et garantes d'une gestion durable de la forêt (Karsenty *et al.*, 2004). Là encore, comme pour les dispositifs précédents qui relèvent tous d'une amélioration de l'exploitation forestière, l'idée est de montrer qu'en améliorant la rentabilité des exploitations (cette fois par l'utilisation de labels, d'effet d'image, de marché de niche, etc.), la certification assure la préservation des forêts à long terme : « *dans nos choix de certification, le volet économique vient certainement un peu devant dans le sens où, si on n'est pas rentable, on ne sera pas là demain, et si on n'est pas là demain, on ne pourra pas faire de gestion responsable* » (entretien Rougier). L'enjeu de ceux qui cherchent à promouvoir la certification est donc de démontrer aux opérateurs économiques que la certification, outre ses vertus environnementales, permet une plus-value économique et facilite l'accès au marché. « *Notre enjeu, c'est de faire la démonstration économique que la certification est intéressante dans leur référentiel, qui est un référentiel économique* » (entretien ONFI) ; « *Après, il faut prêcher la bonne parole pour aider les autres à se certifier. On a coutume de dire que la certification peut amener 20-25 % du chiffre d'affaire de la concession* » (entretien ATIBT-IFIA).

Certains estiment que la flexibilité du système permet de mieux répondre aux enjeux environnementaux, et ce notamment en comparaison avec des instruments légaux longs à définir et à mettre en œuvre : « *Si tu ne sais pas traduire les grands principes de la durabilité sur le terrain, tu ne sais rien faire. Là, avec la certification, on a donné du concret, du palpable* » (entretien WWF-Belgique).

Cependant, la certification est loin d'être exempte de critiques. Certains soulignent ainsi que le marché est soumis à la demande des consommateurs (Hansmann *et al.*, 2006 ; Mione *et al.*, 2009), ce qui le rend particulièrement sensible aux fluctuations. Espérer le développement de la certification du fait de l'avantage économique qu'elle peut engendrer peut donc être rapidement remis en cause. Par ailleurs, si les coûts additionnels liés à la certification sont facilement absorbables par les grands exploitants, la question apparaît plus complexe pour les petits exploitants des PED (Auld *et al.*, 2008) : « *Le problème c'est que la certification coûte cher et cela exclut les locaux, les petits exploitants* » (entretien ATIBT-IFIA). La logique volontariste pose également question pour certains (Kouna Eloundou *et al.*, 2008 ; Tsayem Demaze, 2008). Elle permet en effet à un exploitant de se désengager rapidement selon les aléas du marché pour retourner à des pratiques plus destructrices pour l'environnement, allant ainsi à l'encontre de la notion de durabilité.

Pour d'autres acteurs, les C&I de la certification sont encore insuffisants pour traiter des problèmes environnementaux (Berenger *et al.*, 2001 ; Gullison, 2003 ; Guéneau, 2011). « *On observe des lacunes évidentes de certains systèmes de certification, par exemple : la problématique de l'utilisation d'arbres OGM dans les systèmes brésilien ou chilien, le manque de crédibilité sur la question de la gestion durable du système malaisien, le manque de critère sur faune et flore du PEFC,...* » (entretien St-Gobain ; Gullison, 2003). Le PEFC fait notamment l'objet de nombreuses critiques sur la faiblesse de ses critères environnementaux. En Malaisie, où les problèmes de déforestation due à l'expansion agricole sont des plus préoccupants, il n'est ainsi pas anodin de signaler que le Malaysian Timber Certification Council (MTCC), qui se base sur les PC&I du PEFC, autorise explicitement la conversion des forêts secondaires : « On a encore des difficultés sur la non-conversion des forêts, puisque le PEFC admet de ne pas convertir les forêts primaires mais autorise la conversion des forêts secondaires en plantation, ce qui pose problème dans les régions d'Asie du Sud-Est » (entretien FNE). Enfin, certains soulignent l'écart qu'il peut y avoir entre une certification, d'une part, et le non-contrôle de cette dernière sur le terrain. Ils craignent alors que la certification ne se substitue à l'outil réglementaire : « *on ne veut pas que les bois certifiés soient considérés comme légaux [...] parce que les systèmes de certification sur le papier, c'est très beau... mais ce n'est pas le papier le problème, c'est l'application* » (entretien FNE).

4.4.2. Les dispositifs d'amélioration du stockage de carbone : quelle efficacité environnementale ?

Le MDP

Même s'il existe des clauses de sauvegarde environnementale dans le processus MDP (Tsayem Demaze, 2010b), ce dernier est toutefois soumis à diverses critiques. Rappelons qu'en zone tropicale, il concerne uniquement des projets de boisement-reboisement. À ce titre, pour certains, il risque notamment de favoriser les plantations industrielles d'espèces exotiques à croissance rapide en ignorant les biens et services autres que le stockage du carbone fourni par les forêts (Smith *et al.*, 2000). Ces plantations, et notamment celles d'eucalyptus, risquent ainsi de dégrader l'environnement (sols et nappes phréatiques, attraction de pathogènes) et de réduire la biodiversité (Boulier et Simon, 2010). Enfin, certains pensent que les pays pourraient être dissuadés de mettre en place des politiques environnementales fortes qui pourraient rendre certains types de projets non éligibles aux MDP, puisque leur additionalité ne pourrait alors plus être prouvée (Lecocq et Ambrosi, 2007).

Le mécanisme REDD+

Le mécanisme REDD+ est aujourd'hui loin de faire consensus sur le plan environnemental. Certains y voient le moyen d'intégrer une prise en charge globale des enjeux environnementaux pesant sur les forêts « *non seulement au niveau de la lutte contre l'effet de serre, mais aussi au niveau écologique de manière générale* » (entretien MAEE) et estiment que ce dispositif pousse les acteurs de la gestion durable à redéfinir leurs pratiques. Neeff (2008)^[83] estime, par exemple, que la finance REDD serait capable de « *stopper la logique économique qui conduit à la conversion de la forêt amazonienne du Brésil en espace pastoral* ».

D'autres, comme le développent Bernard *et al.* (2012), estiment en revanche que l'efficacité environnementale du REDD+ pose diverses questions que nous reprenons ici. Tout d'abord, l'efficacité de REDD+ quant au climat ne fait pas consensus : y aura-t-il de véritables réductions des émissions de GES ? REDD+ permettra-t-il de véritablement réduire la pression sur les forêts alors même que les moteurs sous-jacents de la déforestation sont puissants, portés par de fortes demandes en commodités (bois, soja, huile de palme, viande) et entretenus par des défaillances politiques et réglementaires fortes ? Par ailleurs, l'inclusion, à travers le signe « + », d'activités de gestion forestière et de reforestation remet en question la priorité donnée à la lutte

[83] Cité par Tsayem Demaze (2010a).

contre la déforestation des forêts naturelles existantes, qui n'est plus qu'un moyen parmi d'autres de maintenir ou d'augmenter les stocks de carbone forestiers. De même, ces activités de reforestation et de GDF n'étant pas clairement définies (comme nous l'avons souligné en partie 3), rien ne permet réellement de garantir qu'elles ne porteront pas préjudice à la biodiversité, voire qu'indirectement elles ne contribueront pas à une conversion des forêts naturelles (Secretariat of the CBD, 2009 ; Thompson *et al*, 2009). En outre, si tant est que la conservation des forêts soit effectivement maintenue comme un objectif principal, toutes les zones de forêts ne sont pas équivalentes d'un point de vue environnemental, à la différence des tonnes de carbone séquestrés qui ont le même effet sur le climat, qu'elles soient évitées en un lieu ou en un autre. La question de la biodiversité est, là encore, largement sous-estimée. Par exemple, certaines zones peuvent présenter une grande valeur du point de vue écologique comme les zones dites *hot-spots* ou les « forêts intactes », alors que d'autres forêts ne présentent pas les mêmes richesses du point de vue de la biodiversité. Le choix des zones intégrées au mécanisme REDD+ aura donc une incidence importante sur le résultat environnemental global obtenu (Karousakis, 2007). Enfin, l'imprécision de la définition de ce qui sera au final retenu comme étant une « forêt » par le mécanisme REDD+ à venir et les débats sur les méthodologies de définition des scénarios de référence apparaissent aujourd'hui comme autant de zones d'ombre pouvant réduire l'efficacité environnementale du processus qui sera mis en œuvre. Le REDD+ pourrait ainsi conduire à récompenser les « mauvais élèves » (Karsenty, 2010 ; Seymour et Forwand, 2010) si le calcul de la réduction des émissions devait se faire sur la base de la déforestation et de la dégradation passées.

Ces préoccupations, ainsi que d'autres portant sur des questions sociales et de droits des populations ont conduit les parties à la Convention climat à adopter des clauses de sauvegarde environnementales et sociales annexées à l'accord de Cancun (CCNUCC, 2011). Ces clauses, dont la portée n'est toutefois pas contraignante, visent à empêcher les effets négatifs (en termes sociaux et environnementaux) que pourraient avoir certaines activités REDD+. Une de ces clauses proscriit, par exemple, la conversion de forêts naturelles en plantations, une substitution qui ne serait pas décelable, sur le long terme, par la comptabilité carbone retenue. Par contre, aucune clause n'empêche les coupes à blanc de forêts naturelles pour des fins d'exploitation forestière. Par ailleurs, la recherche de « co-bénéfices » est mise en avant par les décisions REDD+ de la CCNUCC et elle est portée vigoureusement par certains acteurs (von Scheliha *et al*, 2011). Il s'agit cette fois, d'essayer d'obtenir « des possibles retombées positives » des actions entreprises dans le cadre de REDD+ sur « les buts et les objectifs d'autres conventions et accords internationaux pertinents » (décision 2/COP13). Ces co-bénéfices sont souvent déclinés en deux types de bénéfices principaux : la réduction

de la pauvreté et la conservation de la biodiversité. À ce titre, l'UNEP-WCMC mène, dans plusieurs pays, un travail de cartographie des zones forestières présentant à la fois des concentrations en carbone élevées et une grande richesse du point de vue de la biodiversité (UNEP-WCMC, 2008).

Si ces questions de sauvegardes environnementales et sociales (les modalités de suivi et d'application de ces clauses) et de co-bénéfices (leur possible rémunération associée à celle du carbone) sont bien à l'agenda des réunions de la Convention climat, il n'en demeure pas moins que de fortes divergences existent parmi les pays, quant à l'importance à leur accorder. Leur concrétisation est loin d'être acquise. Alors que les sauvegardes semblent être une véritable priorité pour tous les bailleurs (du fait notamment des conditionnalités juridiques de financement auxquelles ils sont assujettis), la recherche des co-bénéfices n'est par contre l'apanage véritable que de quelques organisations (comme la Commission européenne ou le ministère allemand de l'Environnement, le PNUE, la CDB).

Divers auteurs émettent donc des signaux d'alerte quant à ce mécanisme en préparation, refusant quoi qu'il en soit d'y voir une « *solution miracle* » et pointant du doigt la naïveté d'un mécanisme unique pour des pays à situations politiques et économiques très contrastées. « *REDD+ : tout le monde veut croire que c'est la solution miracle. Le débat actuel est d'une incroyable naïveté. Au final, ça va permettre aux pays développés de continuer à polluer tandis que, pour les pays du Sud, ça leur payera leur déforestation* » (entretien CIFOR). De même, selon un représentant de l'ONG Les Amis de la terre : « *Arrêter la déforestation est indispensable pour stabiliser le climat mais le mécanisme REDD ne répond pas à cet objectif. Plutôt que de renforcer les droits des communautés forestières, d'interdire la conversion des forêts en monocultures ou l'exploitation industrielle du bois, ce mécanisme constitue une formidable échappatoire pour les entreprises qui peuvent continuer à polluer en achetant des forêts ou en plantant des arbres* »^[84].

Le marché du carbone volontaire

D'après l'enquête menée par Eco Securities (2009), les investisseurs voient dans le marché volontaire une opportunité de se préparer à une future taxation ou à une obligation de compenser leurs émissions de GES, ainsi que des éléments d'affichage en termes de marketing vert, de responsabilité sociétale et environnementale (RSE) et de diminution du risque commercial lié à un potentiel boycott des entreprises qui n'investissent pas dans la lutte contre le changement climatique.

[84] Cf. la vidéo réalisée par Les Amis de la Terre sur le lien : <http://www.cdurable.info/REDD-Reduction-Emissions-Deforestation-Degradation-Forets-Film-pedagogique.html>

Compte tenu de ces objectifs, et dans l'idée de diversifier les retombées des investissements carbone, la notion de co-bénéfices apparaît également centrale pour que le marché du carbone volontaire permette de répondre aux enjeux environnementaux forestiers plus larges que le seul enjeu du stockage du carbone. Il semble que cela soit en partie défendu par les différents acteurs concernés. « *Le marché volontaire permet de traiter l'ensemble des piliers du développement durable* » ; « *un projet qui aura moins de co-bénéfices sera moins bien perçu* » (entretien CO₂ Origination). La prise en compte des enjeux environnementaux autres que la lutte contre les changements climatiques, principalement la biodiversité, mais aussi des enjeux sociaux, permettraient pour ces acteurs de diminuer le risque financier lié aux projets dans un contexte à forte incertitude. « *Concernant le carbone, on est quand même dans un environnement mouvant, et dans la forêt-carbone, c'est encore pire...on ne sait vraiment pas de quoi demain sera fait. On ne sait pas quels crédits seront acceptés demain. [...]. Et donc lui [i.e. le porteur de projet], dans ce contexte d'incertitude, il se dit : la meilleure garantie que je puisse avoir pour que mes crédits soient achetable dans 5 ans, c'est que je sois clean sur les trois critères comme ça c'est une espérance de plus de ne pas se faire rouler* » (entretien CDC Climat).

Les critères environnementaux font ainsi partie aujourd'hui des critères de différenciation de certains des nombreux standards de certification des projets disponibles sur le marché volontaire^[85] (Merger, 2008). Le WWF inclut par exemple deux critères environnementaux et sociaux dans les sept critères qu'il propose pour l'évaluation des standards volontaires (WWF, 2010). Néanmoins, plusieurs n'abordent pas ces sujets : « *les standards VCS et MDP traitent très bien la partie CO₂ mais ils ne valorisent pas ou ne formalisent pas les co-bénéfices* » (entretien CO₂ Origination).

Au final, d'un point de vue environnemental, le carbone est perçu par certains comme une thématique « englobante » qui doit permettre, voire même faciliter, le traitement d'enjeux plus larges que le seul carbone : « *le carbone est une thématique chapeau pour nous, puisque ça touche tout* » (entretien ONFI) ; « *le carbone forestier a quelque chose de sympathique auquel on peut ajouter des couches : diversité biologique, gestion communautaire, forêt qui abrite des populations parmi les plus pauvres de la planète... on amène d'autres choses* » (entretien CO₂ Origination).

[85] Parmi les principaux standards forestiers du marché volontaire, on peut citer le Scientific Certification Systems (SCS), le Verified Carbon Standard - Agriculture, Forestry and Other Land Use (VCS AFOLU), le Climate Community and Biodiversity Standards (CCBs), le CarbonFix Standard (CFS), le Chicago Climate Exchange (CCX), le Climate Action Registry (CAR), le système Plan Vivo, et le MDP qui peut être utilisé également dans le cadre du marché volontaire (Chenost et al, 2010).

Malgré les espérances qu'offre ce dispositif, le « focus carbone » reste source d'un certain scepticisme, et l'efficacité environnementale des modes de gestion des forêts liés au marché carbone n'a pas encore fait ses preuves. Comme certains auteurs le soulignent, « *il existe très peu d'études et de connaissances sur les fondements scientifiques et techniques et sur l'efficacité de ces mécanismes* » (Tsayem Demaze, 2010a). Les dispositifs « valorisation du stockage du carbone » se fixent certes un objectif environnemental explicite de lutte contre le changement climatique mais l'objectif premier est souvent économique pour ceux qui investissent sur ces crédits carbone. L'enjeu est de maintenir et de préserver la croissance du stock de carbone pour sécuriser les investissements. Au final, la qualité environnementale des espaces forestiers créés ou maintenus dans le cadre de ces mécanismes pourrait se révéler très en deçà des caractéristiques écologiques d'un écosystème forestier naturel.

4.4.3. *Les dispositifs favorisant l'implication des populations locales : quelle efficacité environnementale ?*

Les dispositifs de la GDF s'appuyant sur la participation des populations locales cherchent avant tout, comme nous l'avons vu précédemment, à améliorer la dimension sociale de l'exploitation forestière. Bien que ce ne soit pas son objectif prioritaire, la gestion participative (communautaire, conjointe, communale) se propose néanmoins également de répondre aux enjeux environnementaux.

La logique gestionnaire portée par ce type de dispositifs est ancrée dans la théorie des parties prenantes : les problèmes d'environnement sont d'abord analysés comme des problèmes de coordination, d'action collective à promouvoir, de « bonne gouvernance » et de mise en place d'approches *bottom-up* avec des acteurs qui connaissent et maîtrisent les ressources de leur territoire, sur la base de savoirs empiriques ou dits « traditionnels ». Les solutions proposées sont alors évoquées en termes de formulation collective des problèmes, d'échange d'information, de flexibilité et de pragmatisme des arrangements, de négociations entre parties prenantes et d'enrôlement des destinataires (Leroy et Lauriol, 2011).

De plus, selon la logique du développement durable, réconcilier les objectifs de protection de l'environnement et de développement constitue une priorité. La pauvreté étant généralement désignée comme le facteur principal de la destruction des habitats naturels et notamment forestiers, en réglant les problèmes de pauvreté, on réglerait donc quasi « automatiquement » les problèmes d'environnement.

Deux grandes visions s'opposent néanmoins à ce propos (Ballet *et al.*, 2009). Selon la vision la plus largement partagée, la gestion participative permettrait d'offrir les

conditions nécessaires à la préservation durable des ressources en permettant d'assurer le développement économique des populations les plus pauvres, qu'elle cherche à promouvoir (Schreckenberget Luttrell, 2009). « [...] *Ce n'est pas protéger les animaux qui fait bouger, il faut être réaliste, c'est protéger les gens qui fait bouger* » (entretien Proparco). *Le principal argument défend le fait que, grâce au développement économique, les populations n'auraient plus besoin d'utiliser les ressources naturelles pour survivre et donc les impacteraient moins (ou les utiliseraient de façon plus « raisonnée »).* La seconde vision estime, quant elle, qu'assurer la durabilité des ressources naturelles nécessite la mise en place d'entités de gestion spécifiques poursuivant des objectifs explicites de préservation de l'environnement dont l'atteinte dépend de modalités précises de gestion qui sont indépendantes des questions de développement économique. Les auteurs défendant cette vision soulignent que ces modalités de gestion peuvent ne pas être compatibles avec un objectif de développement économique des populations environnantes. Ils appellent à traiter ces enjeux de manière distincte (Redford et Sanderson, 2000).

Suivant cette dichotomie de positions, certains auteurs ont souligné le rôle primordial et historique des populations locales dans la conservation de la biodiversité (Bray *et al.*, 2003 ; Dudley, 2008). Ils montrent que les savoirs et pratiques coutumières des populations locales, basées sur des normes sociales ancestrales, contribuent largement à préserver les ressources naturelles, même si ce n'est pas l'objectif qui est *a priori* revendiqué (Vermeulen et Sheil, 2007 ; Berkes, 2009 ; Guéneau, 2011). L'étude de Bowler *et al.*, (2010) a par exemple fourni une évaluation de plus de quarante systèmes de gestion participative à travers le monde au regard de critères environnementaux spécifiques, et montre que, dans la majorité des cas, les communautés locales ont participé et favorisé activement la conservation de la biodiversité. Par ailleurs, divers constats attestent du rôle significatif des populations riveraines (Schreckenberget *al.*, 2006 ; Schmitt *et al.*, 2009) dans la sauvegarde de zones forestières à haute valeur biologique, la protection des bassins versants et la restauration des paysages forestiers dégradés (Arinaitwe *et al.*, 2007 ; Malla, 2007 ; Yao, 2007). Des études récentes montrent également l'efficacité des populations autochtones dans la réduction de la déforestation, en comparaison aux efforts entrepris par les États (Nelson et Chomitz, 2009). Concernant les expériences de *Joint Forest Management*, qui ont maintenant 20 ans, il est possible de dresser un premier bilan de ce modèle de gestion participative. Beaucoup s'interrogent encore sur l'efficacité de ces programmes et leur impact sur la gestion des ressources (Yildiz *et al.*, 1999 ; Kumar, 2002 ; Rishi, 2003 ; Rishi, 2007 ; Bhattacharya *et al.*, 2010 ; Macura *et al.*, 2011), mais certains estiment aujourd'hui que ce modèle participatif est un outil performant de gestion durable (Singh *et al.*, 2011). L'ouvrage de Méral *et al.*, (2008) fait également un bilan *ex post*

de nombreux programmes et projets de gestion concertée des ressources naturelles, en particulier des forêts. Ces auteurs montrent des cas contrastés de réussites mais aussi de limites et d'échecs de cette approche, échecs pour partie liés à la notion même de gestion « communautaire » et à sa mobilisation politique. « *La référence systématique aux populations locales, pour moi, c'est une vaste fumisterie, avec le mot communauté, on est surtout dans la langue de bois* » (entretien AFD).

D'autres auteurs tendent donc aujourd'hui à nuancer le rôle bénéfique des communautés : « *Il ne faut pas se faire trop d'illusions, on a une vision qui est une vision un peu angélique des populations locales* » (entretien FUSAGx). Certains travaux montrent effectivement que l'association des populations riveraines à la gestion des ressources peut également conduire à l'augmentation des dégradations faites aux forêts (Dovonou-Vinagbè et Chouinard, 2009) et à une perte de biodiversité dans ces espaces (Acharya, 2003). Bien que les situations d'échecs semblent plus rares que les réussites (Guéneau, 2011), elles ne doivent pas être sous-estimées, comme l'illustre notamment l'exemple de la cogestion des forêts classées de Faya, Monts Mandings et Sounsan, au Mali. Un exercice d'évaluation *ex post* mené par l'AFD et le bureau d'études ICI en 2010 souligne ainsi que lesdites forêts sont menacées de disparition éminente (AFD, 2010). Un des acteurs impliqués écrivait en réponse au rapport produit : « *La gestion des forêts classées autour de Bamako est un échec patent, une calamité, plus de soixante ans d'efforts partis en pure perte* » (AGEFORE, communication institutionnelle).

La multitude des situations et contextes locaux semble donc ne pas pouvoir permettre de généralisations hâtives sur l'efficacité environnementale des modes de gestion participative de la forêt. Quand elle est nécessaire, cette participation apparaît en tout état de cause loin d'être suffisante pour assurer une durabilité environnementale de la gestion des forêts.

Ce passage en revue des différents dispositifs de GDF montre qu'ils sont peu efficaces d'un point de vue environnemental, malgré les avancées et les innovations spécifiques que chacun peut apporter. Compte tenu de l'ambiguïté relevée aussi bien dans leur capacité à intégrer la dimension environnementale que dans leur capacité à la rendre effective, et donc à produire des changements pour une amélioration de la situation d'un point de vue écologique, la question se pose de savoir dans quelle mesure une attention est portée plus formellement aux processus d'évaluation environnementale de ces dispositifs. C'est ce que nous proposons de regarder ci-après afin de finaliser notre analyse.

4.5. Quels processus formels d'évaluation environnementale des dispositifs de gestion durable des forêts ?

La pratique tend à séparer deux principaux types d'outils formels permettant l'évaluation environnementale, l'évaluation *ex ante* et l'évaluation *ex post*. La première vise à identifier les impacts environnementaux potentiels d'un projet donné et de proposer des mesures permettant de les éviter, de les réduire, voire de les compenser. La seconde, menée en cours ou en fin de projet, permet de mesurer *in itinere* ou *a posteriori* l'efficacité des mesures prises et d'évaluer ainsi l'efficacité environnementale des dispositifs analysés. Nous faisons tout d'abord le point sur les carences de ces deux étapes dans le secteur forestier puis, de manière exploratoire, nous posons la question de la portée évaluative des dispositifs de GDF analysés afin de voir dans quelle mesure ces derniers permettent (ou pas) de répondre aux carences observées.

4.5.1. Peu d'évaluations environnementales dans le secteur forestier

Une phase *ex ante* peu optimisée...

En phase *ex ante*, l'évaluation environnementale prend généralement la forme d'EIE ou d'évaluation environnementale stratégique (EES). L'EIE est l'outil de référence historique de l'évaluation environnementale. Elle dépasse rarement l'échelle du projet. Nous avons vu, dans la deuxième partie de notre étude, que des efforts ont été accomplis pour encadrer et promouvoir les pratiques d'EIE dans le domaine forestier. Néanmoins, notre analyse bibliographique ainsi que les informations recueillies au cours de nos entretiens nous ont conduit à relativiser leur opérationnalisation effective, qui semble encore très incertaine et peu efficace dans ce secteur.

Historiquement, les méthodes d'évaluation environnementale sont passées de l'EIE à des méthodes plus spécifiques et englobantes qui permettent de traiter de dimensions plus stratégiques au cours du processus d'évaluation (André *et al.*, 1999). C'est le cas de l'EES, qui s'applique à l'échelle des politiques, plans et programmes c'est-à-dire à une échelle supérieure à celle d'un projet (OCDE, 2006). Sadler et Verheem (1996) en donnent la définition suivante : « *Processus systématique d'évaluation des conséquences environnementales de propositions d'actions stratégiques (politiques, plans, programmes) afin de s'assurer que ces préoccupations environnementales sont pleinement intégrées et prises en compte dès les premières étapes de la prise de décision, à parité avec les considérations économiques et sociales* ». L'une des spécificités de l'EES consiste à fournir aux promoteurs de politiques, plans et programmes la possibilité de choix de développement alternatifs basés sur une analyse comparative

des différentes trajectoires possibles de l'environnement. Toutefois, le faible nombre d'EES appliquées au domaine des forêts recensées renforce l'idée qu'elle reste aujourd'hui un instrument encore très marginal dans ce secteur.

Des évaluations environnementales *ex post* quasi absentes et souffrant de carences méthodologiques

Contrairement aux EIE, l'évaluation *ex post* ne fait l'objet d'aucune obligation légale dans les pays tropicaux : dans le secteur forestier, elle reste le fait du bon vouloir de l'exploitant. Elles sont cependant encouragées et promues par les bailleurs de fonds. Elle constitue, par exemple, la quatrième et dernière étape de la démarche de maîtrise des risques environnementaux et sociaux adoptée officiellement par le groupe AFD en 2007 : « *L'évaluation ex post est le bilan environnemental et social du projet à des fins de mesure de l'efficacité des mesures proposées et de retour d'expérience* » (AFD, 2007).

Notre recherche bibliographique a néanmoins été peu fructueuse en la matière. Très peu d'évaluations officielles *ex post* de projets GDF ont ainsi pu être recueillies et par conséquent analysées de manière détaillée. À partir des quelques documents récupérés, nous avons pu observer que les évaluations *ex post* menées dans le secteur forestier soulignaient globalement la difficile prise en charge des enjeux environnementaux par les dispositifs de GDF. Si l'on prend, par exemple, le très récent exercice de capitalisation sur les 20 ans d'intervention de l'AFD dans le secteur forestier dans les pays du Bassin du Congo (Samyn *et al.*, 2011), une page (p.105) est consacrée à l'analyse des impacts environnementaux dont voici quelques extraits : « *Comme le social, la dimension environnementale était un tournant important de l'approche PAF [Plan d'aménagement forestier] dans les années 2000. Comme pour le social, les impacts ont été faibles [...] Comme pour les PAF en général, les éléments objectifs manquent sur leurs résultats en matière de biodiversité. Néanmoins, les quelques rapports consultés ou les entretiens avec des personnes-ressources pointues dans ce domaine montrent que les quelques acquis sont limités. [...] Les autres aspects de la biodiversité [outre la lutte contre le braconnage], en dehors de la grande faune sont le plus souvent délaissés avec un impact direct sur leur non-préservation, faute de mesures adéquates. Mais comme il n'y a pas de monitoring de la faune, on ne connaît pas les évolutions exactes* ».

Ce constat a été en quelque sorte validé par les différents entretiens menés : l'évaluation *ex post* n'a en effet été que très rarement mentionnée et était mal connue des acteurs interrogés. Nombre d'entre eux justifient cet état de fait par des problèmes de méthodologie et de faisabilité. Certains évoquent par exemple le temps

court d'un projet, dont la mise en œuvre est notamment soumise à des contraintes de financement, qui peut parfois entrer en contradiction avec le temps long, voire très long, des dynamiques environnementales, et qui ne suffit donc pas toujours à en apprécier les effets bénéfiques ou dommageables sur le milieu.

Notre analyse conduit à souligner la faiblesse des processus officiels d'évaluation environnementale *ex post* menés sur des dispositifs de GDF, et ce alors même que l'analyse des résultats environnementaux obtenus par ces dispositifs constituerait un levier pour vérifier et améliorer leur efficacité environnementale. Certains exercices d'évaluation montrent que cela est pourtant possible et justifié : c'est le cas du travail récemment mené par l'AFD et le bureau d'études ICI au Mali (AFD, 2010). Cette étude approfondie permet notamment d'identifier précisément les problèmes observés au regard des objectifs environnementaux qui avaient été adoptés en amont, d'alerter sur les impacts (« *le principal impact négatif constaté est que les forêts se sont considérablement dégradées. Elles sont menacées d'une disparition imminente* ») et, suite à l'analyse menée, de proposer des recommandations.

En conclusion, et malgré quelques signaux encourageants, il semble que les processus formels d'évaluation environnementale appliqués aux dispositifs de GDF soient encore très peu opérationnels. Face à ce constat de faible mise en œuvre des EIE et des évaluations environnementales *ex post*, nous nous sommes interrogés de manière exploratoire sur la portée évaluative parfois associée à certains des dispositifs de GDF, afin de voir si elle pourrait être effectivement à même de combler le manque d'évaluation environnementale diagnostiqué.

4.5.2. Quelle portée évaluative des dispositifs de GDF ?

De nombreux acteurs estiment qu'il n'est pas forcément nécessaire de développer l'évaluation environnementale de la gestion forestière, à partir du moment où l'on s'assure que les dispositifs de GDF sont effectivement mis en œuvre. Le point de vue défendu est que ces nouveaux dispositifs sont exigeants et qu'ils peuvent donc, s'ils sont appliqués correctement, à la fois assurer une évaluation environnementale *ex ante* (et en cours d'opération) et minimiser les impacts potentiels des projets mis en œuvre. C'est ce que nous nous proposons d'analyser à présent.

Portée évaluative des dispositifs visant l'amélioration de l'exploitation *Aménagement durable forestier et exploitation à faible impact*

Plusieurs acteurs considèrent l'aménagement forestier durable, et plus particulièrement le plan d'aménagement, comme une forme d'évaluation environnementale qui suffirait à mesurer et minimiser les impacts potentiels sur le milieu des projets d'exploitation

(entretiens Rougier, SFDIC, ATIBT-IFIA, FUSAGx, Banque mondiale ; Szaraz, 2011). Regardons plus précisément les exigences formulées par l'EIE et comparons-les à ce que le PAF propose (cf. tableau 16).

Toute EIE suit théoriquement une série de cinq étapes systématiques (André *et al.*, 1999 ; ESSEM, 2008) :

1. Diagnostic de l'état environnemental initial

- Dans une EIE classique, le diagnostic initial doit s'attacher à identifier les caractéristiques physiques (topographie, pédologie, climat, vents, hydrographie), biologiques (faune, flore, formations végétales), humaines et socioéconomiques (ethnographie, représentation sociale, acteurs, habitat, agriculture, chasse, élevage, pêche, commerce, exploitation forestière, infrastructures sociocollectives) du milieu où le projet intervient. Ce diagnostic est généralement complété d'une consultation publique pour approfondir l'analyse.
- Le PAF demande, pour sa part, un inventaire d'aménagement qui permet d'acquérir une connaissance approfondie de la ressource ligneuse exploitable, et qui se concentre uniquement sur un nombre limité d'espèces. Un inventaire faunique est également nécessaire dans le cadre d'un PAF mais il ne se concentre que sur les espèces emblématiques et la grande faune (grands mammifères). Trop restreint, cet inventaire ne peut donc se substituer au diagnostic environnemental attendu dans une EIE.

2. Évaluation des impacts potentiels

- L'EIE doit identifier au préalable une série d'impacts potentiels des principales activités d'un projet donné (infrastructures, travaux d'inventaire et d'aménagement, activités d'exploitation, transformation des produits, manutention, transport, etc.) sur un ensemble de composantes socioenvironnementales données (air, sol, eaux, flore, faune, activités et infrastructures socioéconomiques, culture et patrimoine, santé et sécurité, etc.). Une matrice d'interactions entre activités et composantes socioenvironnementales permet de qualifier les impacts selon trois niveaux d'importance : absolue, relative et résiduelle.
- Le PAF ne mentionne pas explicitement, pour sa part, la nécessité d'évaluer les impacts des différents scénarios envisagés. On peut toutefois considérer que l'ajustement local du DME par espèce et de la durée de rotation a pour objet d'identifier l'intensité d'exploitation optimale qui n'impacte pas la reconstitution de la ressource. L'exercice se cantonne donc à l'analyse des impacts de l'exploitation sur la capacité de production d'un petit nombre d'espèces, et non

de manière globale sur l'environnement. L'exercice est plus approfondi en ce qui concerne l'EFI mais reste, là encore, concentré sur les impacts directs de l'exploitation sans poser la question des impacts indirects, cumulatifs ou résiduels.

3. Mesures d'atténuation de tous les impacts

- Dans le cadre d'une EIE, les mesures d'atténuation doivent être prescrites en fonction des sources d'impacts identifiés précédemment. Des mesures d'atténuation doivent être proposées pour chaque activité du projet et doivent être fondées sur les grands principes de gestion environnementale telle qu'énoncée dans la loi cadre du pays considéré (principe de précaution, principe d'action préventive et de correction, principe de responsabilité, principe de participation).
- L'EFI peut être appréhendée comme l'outil principal d'atténuation des impacts dans une logique d'exploitation. Des écologues ont montré à ce propos le rôle de l'EFI quant à la réduction des impacts sur les peuplements résiduels et les sols (Putz *et al.*, 2008). D'autres études montrent toutefois que les techniques d'exploitation promues *via* l'EFI restent impactantes, notamment pour les oiseaux et les chauves-souris, qui constituent notamment de très importants disperseurs de graines (Castro-Arellano *et al.*, 2007 ; Felton *et al.*, 2008 ; Castro-Arellano *et al.*, 2009). Par ailleurs, si des mesures de lutte contre le braconnage sont généralement mises en œuvre dans le cadre du PAF, les effets de fuite (comme le déplacement de la pression de chasse hors de la zone de concession) sont rarement pris en compte et évalués, ce qui doit être étudié dans une EIE (entretien IDDR). Comme on le voit, ces mesures d'atténuation ne concernent qu'une minorité d'activités, souvent ponctuelles, principalement celles de l'exploitation forestière à proprement parler, et non pas de la gestion forestière dans son ensemble.

4. Mesures de compensation des impacts résiduels

- Les mesures de compensation proposées lors d'une EIE doivent être intégrées au plan de gestion environnemental (PGE) devant être défini spécifiquement par chaque État dans le respect de sa loi cadre sur l'environnement. Le PGE constitue un cadre de planification opérationnel qui permet de prescrire, pour une EIE, les mesures environnementales de référence à prendre pour un projet donné.
- Les séries de protection et de conservation définies dans un PAF pour lesquelles aucune exploitation n'est prévue peuvent être considérées comme une forme de mesure compensatoire. Néanmoins, la définition de ces séries, leurs surfaces, etc. ne sont pas réalisées au regard des impacts engendrés par l'exploitation. Elles ne peuvent donc être considérées comme de véritables mesures de compensation.

5. Suivi des impacts et monitoring

- L'EIE doit généralement proposer la mise en place d'un mécanisme de surveillance, de suivi et d'accompagnement des mesures environnementales prescrites par l'étude, basé sur une série d'indicateurs qui permettent d'évaluer l'efficacité du processus. L'évaluation de la performance environnementale du projet doit être réalisée à deux niveaux : en interne par le promoteur et en externe par un bureau vérificateur.
- Dans le cadre de l'aménagement forestier, les textes prévoient une révision du PAF à intervalle régulier (en général tous les 5 ans), mais les critères utilisés diffèrent rarement de ceux définis pour le PAF initial. Compte tenu des limites identifiées ci-avant, cette révision ne peut donc constituer un exercice de suivi et de monitoring environnemental sérieux (sans compter que ces révisions semblent loin d'être effectivement et systématiquement réalisées).

Tableau 16 Comparaison de la portée évaluative d'un PAF et d'une EIE

Étapes du processus d'évaluation	EIE	PAF
1. Diagnostic de l'état environnemental initial	Identification de l'ensemble des caractéristiques physiques, biologiques, humaines et socioéconomiques du milieu	Inventaire d'aménagement sur les seules espèces exploitables et la grande faune
2. Évaluation des impacts potentiels	Matrice de l'ensemble des activités impactantes/ composantes environnementales	Uniquement diamètre minimum d'exploitabilité (DME) et durée de rotation
3. Mesures d'atténuation de tous les impacts	Mesures fondées sur les grands principes de gestion environnementale énoncés dans la loi cadre	Uniquement l'EFI et seulement sur peuplements résiduels et sols, mesures anti-braconnage + DME
4. Mesures de compensation des impacts résiduels	Mesures compensatoires relevant d'un PGE	Abordées par les séries de protection et de conservation mais sans équivalence recherchée
5. Suivi des impacts et monitoring	Mise en place d'un mécanisme de surveillance fondé sur des indicateurs. Évaluation du mécanisme en interne et en externe.	Uniquement <i>via</i> la révision du PAF tous les 5 ans (obligation légale), qui se base sur les mêmes principes critiqués ci-avant.

Source : auteurs.

Notre analyse montre donc que le PAF et l'EFI s'appuient, certes, sur certaines étapes comparables à celles de l'EIE, mais que leurs préoccupations et les mesures préconisées restent bien en deçà des exigences environnementales attendues dans le cadre d'une EIE. Par ailleurs, la simple étape de révision des PAF ne peut être considérée comme une évaluation environnementale *ex post*.

Portée évaluative de la certification

Avec le PAF et l'EFI, la certification est l'outil de gestion forestière le plus couramment investi d'une portée évaluative par certains acteurs du monde forestier (entretiens IDDRI, TFT, FNE, Rougier, WWF-Belgique, FSC-France, FUSAGx et Banque mondiale). À bien des égards, la certification FSC est considérée comme celle prenant le mieux en compte les enjeux environnementaux. Nous proposons, comme précédemment, d'illustrer la portée évaluative de la certification en comparant les mesures recommandées dans le cas d'une certification FSC avec les étapes de l'EIE.

Tout candidat à l'obtention d'une certification FSC doit respecter une série de dix principes et 56 critères de bonne gestion forestière. Les principes 6, 7 et 8 (FSC, 2000) portent respectivement sur :

- la question de l'impact environnemental de l'exploitation^[86] : « *la gestion forestière doit maintenir la diversité biologique et les valeurs qui y sont associées, les ressources hydriques, les sols, ainsi que les paysages et les écosystèmes fragiles et uniques, de manière à assurer la conservation des fonctions écologiques et l'intégrité de la forêt* » ;
- et celle du suivi : « *un suivi, en relation avec l'échelle et l'intensité de l'exploitation forestière, doit être conduit pour évaluer la condition de la forêt, les rendements des produits forestiers, la filière du bois, les opérations de gestion et leurs impacts sociaux et environnementaux* ».

Les 15 critères qui déclinent ces principes 6, 7 et 8 fournissent des précisions sur les mesures à prendre pour les respecter. Nous les comparons ci-après aux 5 étapes systématiques de l'EIE.

[86] Une nouvelle liste de principes, critères et indicateurs du FSC, votée et approuvée par ces membres, est disponible depuis février 2012. L'analyse suivante ne tient pas compte de ces évolutions récentes.

1. *Diagnostic de l'état environnemental initial*

Il est initié lors de la réalisation du plan de gestion recommandé par FSC (principe 7). Le critère 7.1 préconise la description des ressources à exploiter, des contraintes environnementales, et des sauvegardes environnementales qui doivent être basées sur l'évaluation de l'environnement soumis aux opérations.

2. *Évaluation des impacts potentiels*

Le FSC préconise l'utilisation des évaluations d'impacts avant le début des opérations d'exploitation et ses résultats doivent être intégrés dans le système de gestion (critère 6.1).

3. *Mesures d'atténuation de tous les impacts*

Un certain nombre de mesures d'atténuation sont proposées. Le FSC préconise le contrôle et la nécessité de fournir des garanties de protection des espèces rares (critère 6.2) ; le maintien d'échantillons vierges représentatifs de la forêt non exploitée ainsi que le maintien des fonctions écologiques de la forêt (critère 6.3) ; le contrôle et la nécessité de minimiser les impacts (critère 6.5) ; la limitation, le contrôle et le suivi des pesticides et des agents biologiques, et des conversions en prenant des mesures significatives comme l'évacuation des déchets chimiques et toxiques hors des sites d'exploitation (critères 6.6 à 6.10).

4. *Mesures de compensation des impacts résiduels*

Le FSC fournit peu de garantie en termes de compensation des impacts. L'accent est mis plus généralement sur les mesures d'atténuation. Les seules mesures de compensation consistent en la restauration et l'amélioration des paysages dégradés, des sols et des bassins hydrographiques (critère 6.5) et l'établissement de zones de protection et de conservation (critère 6.2).

5. *Suivi des impacts et monitoring*

Le FSC porte une attention particulière au suivi des opérations et des mesures prises. Le suivi devra prendre en compte le taux de croissance/régénération et l'état de la forêt, la composition et les changements constatés sur la biodiversité et les impacts environnementaux et sociaux de l'extraction et des autres opérations (critère 8.2). Le suivi devra également être rendu possible sur l'ensemble de la chaîne d'approvisionnement (critère 8.3). Il préconise la répétitivité des procédures de suivi à travers le temps (critère 8.1), ce qui permettra, entre autres, de modifier les plans de gestion en fonction des résultats constatés. À la différence des EIE, le principe 8 du FSC préconise l'utilisation de mesures d'évaluation en cours de projet. L'additionalité entre

l'EIE et le FSC permet donc d'avoir un suivi des opérations d'exploitation pendant toute la réalisation du projet.

La certification FSC assure donc une part d'auto-évaluation *ex ante* afin de réduire les impacts environnementaux de l'exploitation certifiée et également une part d'évaluation qui s'assimile à de l'*ex post* puisqu'elle cherche à prendre en considération les résultats effectivement observés sur l'environnement. Ces évaluations sont réalisées par une tierce partie indépendante, c'est-à-dire un bureau vérificateur. Les évaluateurs participent à des audits réguliers en suivant la matrice des PC&I du FSC qui s'appuie sur un référentiel générique censé être adapté à toutes les forêts. On peut donc considérer que la certification FSC assure une certaine prise en charge des enjeux environnementaux. Certaines critiques sont toutefois exprimées, notamment sur la validité du référentiel commun utilisé, compte tenu des fortes disparités des contextes et des réalités locales (Schulze *et al.*, 2008 ; Cerutti *et al.*, 2010), et sur son manque de précision (Karsenty, 1997). De plus, on constate globalement que l'ensemble des critères évaluatif du FSC s'orientent vers une évaluation des impacts principalement sur le milieu physique et surtout sur les espèces exploitées (FSC, 2000).

Portée évaluative des dispositifs visant l'amélioration du stockage de carbone

Suivant la même logique, nous proposons ici d'analyser la portée évaluative de quelques standards de certification carbone afin de voir dans quelle mesure ils permettent, ou pas, de combler le manque d'EIE diagnostiqué. Nous reprenons notamment les travaux de Merger (2008) sur la comparaison de quatre standards de certification des projets carbone sur le marché volontaire : Verified Carbon Standard – Agriculture, Forestry and Other Land Use (VCS AFOLU), le Climate Community and Biodiversity Standards (CCBs), le CarbonFix Standard (CFS), et le système Plan Vivo.

Les projets de certification sur le marché du carbone volontaire procèdent en premier lieu à une évaluation de leur stock de carbone. Cette évaluation, qui est périodique, a pour but de déterminer les crédits carbone que le projet est susceptible de générer ou permet d'ajuster en fonction du niveau initial de crédits carbone. La quantification des stocks de carbone est différente selon les standards, chacun basant sa technique sur une méthodologie scientifique approuvée par le GIEC.

Au-delà de ce focus carbone, chaque système de certification utilise quelques critères complémentaires, notamment environnementaux, qui sont relativement similaires d'un système à l'autre :

- le standard CCBS utilise trois critères environnementaux pour évaluer les impacts du projet concerné sur l'environnement et la biodiversité. L'évaluation doit (i) décrire la diversité et les menaces faites aux espèces et aux écosystèmes; identifier et évaluer (ii) les zones à haute valeur de conservation et (iii) les zones à haute valeur de conservation de la biodiversité. Par ailleurs, les projets CCBS doivent porter une attention particulière à l'introduction d'espèces invasives et limiter strictement l'utilisation des OGM ;
- le système CFS propose également trois critères environnementaux assez généralistes. Les projets doivent avoir un impact positif sur la biodiversité, les sols et les ressources en eau. 10 % des surfaces doivent être consacrés à la mise en place d'aires de conservation en conformité avec les catégories d'aires protégées de l'UICN. Les projets CFS doivent également porter une attention particulière à l'introduction d'espèces invasives et d'OGM, à l'utilisation d'intrants chimiques et à la protection des espèces floristiques et faunistiques présentes sur la liste rouge de l'UICN ;
- les projets Plan Vivo s'appuient quant à eux sur quatre critères environnementaux aussi généralistes que ceux du CFS. Ils sont évalués sur l'impact qu'ils auront sur la biodiversité, la stabilité des sols, la protection du bassin versant et la restauration des écosystèmes dégradés ou en dégradation. La certification Plan Vivo incite par ailleurs à la plantation d'espèces natives pour la restauration et favorise les pratiques d'agroforesterie ;
- les standards VCS AFOLU encouragent les développeurs de projets à utiliser les critères d'évaluation environnementaux définis par d'autres standards de certification, tels que le CCBS, CFS, Plan Vivo et autres. En fonction du standard choisi, la méthode d'évaluation varie donc considérablement.

Comme pour la certification forestière, à chaque critère environnemental correspond un ensemble d'indicateurs qui demeurent néanmoins assez imprécis et laissent beaucoup de flexibilité au bureau vérificateur. À titre d'exemple, le CCBS propose, pour son critère environnemental « biodiversité » : « *une description de la biodiversité actuelle dans la zone du projet et des menaces sur cette biodiversité, en utilisant des méthodologies appropriées (e.g. analyse d'habitat des espèces clés, analyse de connectivité) substantiellement où cela est possible avec le matériel de référence approprié* »^[87] (CCBS, 2005).

[87] Traduction des auteurs : "A description of current biodiversity in the project area and threats to that biodiversity, using appropriate methodologies (e.g., key species habitat analysis, connectivity analysis), substantiated where possible with appropriate reference material" (CCBS, 2005).

Par ailleurs, tous les standards de certification carbone imposent une vérification plus ou moins périodique des projets par une tierce partie :

- une fois le projet validé pour une certification CCBS, une évaluation est exigée tous les 5 ans. Elle fait une comparaison entre l'état initial du projet et l'état actuel ;
- les périodes d'évaluation diffèrent selon l'âge du projet pour le système CFS. Elles sont régulières et augmentent graduellement de 2 à 5 ans pendant les 12 premières années du projet. Une fois ces 12 années complétées, l'évaluation a lieu tous les 5 ans ;
- les projets soumis aux standards Plan Vivo ne sont évalués qu'une fois la mise en route des certificats CO₂ sur une base non systématique. Les évaluations ont lieu tous les 3 à 5 ans ou lorsqu'un montant significatif de crédits carbone a déjà été vendu ;
- les systèmes VCS ne sont évalués qu'une fois, au début du cycle de projet. VCS AFOLU encourage, sur une base volontaire, les développeurs de projets à procéder à une évaluation tous les 5 ans.

Cet exemple illustre donc le fait que les certifications carbone évoquent pour certains la question des impacts environnementaux dans leurs processus. Ces derniers restaient néanmoins imprécis, peu cadrés et non homogènes, on ne peut considérer qu'ils répondent entièrement à l'exigence d'une EIE. Par ailleurs, les évaluations périodiques demandées constituent, comme pour la certification FSC, une forme d'évaluation *ex post*. Néanmoins, ces évaluations se focalisent principalement sur le stockage du carbone et ne constituent pas des étapes permettant de mesurer sérieusement les résultats environnementaux plus globaux obtenus.

En ce qui concerne les dispositifs visant à améliorer la participation des populations locales, aucun dispositif d'évaluation environnemental *ex ante* ou *ex post* qui puisse s'assimiler à un processus d'EIE ou d'évaluation *ex post* ne leur est associé.

Il semble donc que les dispositifs de GDF visant à améliorer l'exploitation du bois ou le stockage du carbone présentent pour certains quelques critères d'évaluation environnementale qui rappellent de manière plus ou moins approfondie le processus attendu de l'EIE ou de l'évaluation *ex post*. L'EFI, la certification FSC et certaines certifications du marché carbone apparaissent en cela les plus prometteuses. Néanmoins, l'exigence partielle, le manque de précision, ou la non-généralisation de ces critères et de ces démarches « pseudo-évaluatives » les rendent nettement moins contraignantes que ce qui est demandé dans une EIE et une évaluation environnementale *ex post*.

Conclusion

Au terme de ce travail, et en guise de conclusion, nous revenons sur quelques points importants que notre étude a permis de révéler et de clarifier.

Qu'est ce que la GDF et dans quelle mesure a-t-elle permis de prendre en charge les enjeux environnementaux forestiers ? Telles sont les questions auxquelles cet ouvrage a souhaité répondre, proposant en cela un état de l'art sur un concept répandu à la fois dans le secteur environnemental et dans celui du développement.

Le concept de GDF a émergé de manière concomitante à celui de développement durable au début des années 1990. Héritant de pratiques passées (cf. partie 1), il s'est peu à peu institutionnalisé d'un point de vue réglementaire dans les pays tropicaux, notamment sous l'influence de négociations et d'instances internationales. Le développement du concept de GDF a ainsi été accompagné par une très forte activité législative et réglementaire dans les différents pays tropicaux, marquée par plusieurs phases alternant formulation, adoption, révision et réglementation des politiques forestières nationales. Cette dynamique a conforté certains principes anciens de gestion et de régulation, tout en introduisant de nouveaux éléments propres à la GDF (cf. partie 2).

En parallèle de cette dynamique réglementaire, le concept de GDF a produit au cours des 20 dernières années de nouveaux dispositifs de gestion qui sont en constante évolution. Ils peuvent être classés selon trois grandes catégories en fonction des objectifs prioritaires qu'ils se fixent (cf. partie 3).

1. *Des dispositifs visant à améliorer l'exploitation forestière* : centrés sur l'exploitation forestière durable, leur objectif premier est la production de bois d'œuvre de manière soutenue (Niesten et Rice, 2004). Ont été recensés dans cette catégorie l'aménagement forestier durable, l'exploitation forestière à faible impact (EFI) et la certification forestière.
2. *Des dispositifs visant à valoriser le stockage du carbone* : au cours des deux dernières décennies, plusieurs dispositifs visant à accroître ou à maintenir le stockage de carbone dans les écosystèmes forestiers par la valorisation économique de ce stockage se sont développés. Il s'agit en particulier des crédits qui s'échangent sur le marché de conformité dans le cadre du protocole de Kyoto, des crédits s'échangeant sur le marché volontaire (hors protocole de Kyoto donc non contraignant) et du mécanisme REDD+ en cours de construction.

3. *Des dispositifs visant à accroître l'implication des populations locales* : des mouvements de décentralisation des prises de décision et d'implication accrue des populations locales ont été observés depuis les années 1980 pour les projets de développement (Leroy, 2008). Dans le domaine de la gestion des forêts tropicales, ceci s'est traduit par le postulat que la GDF ne pouvait être rendue effective qu'en maximisant la participation des populations localement concernées. Cette participation a alors donné lieu à divers dispositifs de gestion participative tels que la gestion conjointe, la foresterie communautaire ou encore les forêts communales.

Derrière une apparente polysémie du concept de GDF, l'analyse menée a permis de constater que ces dispositifs ont pour point commun le fait qu'ils s'appuient majoritairement sur une régulation par le marché ou par la contractualisation entre les parties prenantes, au sein de laquelle le rôle d'appui technique de l'État s'est peu à peu effacé de manière à se concentrer sur l'encadrement juridique nécessaire à la mise en œuvre des dispositifs promus.

D'un point de vue environnemental et sous l'impulsion de la GDF, quelques améliorations ont peu à peu été apportées aux juridictions forestières des pays tropicaux forestiers : meilleure prise en compte de la dimension écosystémique de la forêt, attention accrue portée aux connaissances des équilibres écologiques, promulgation de l'EIE, ou bien encore renforcement de mesures de protection des forêts dans le cadre de l'exploitation. Néanmoins, malgré ces avancées en faveur de l'environnement, diverses critiques souvent interdépendantes les unes des autres sont formulées sur la capacité réelle de ces dispositifs juridiques à répondre effectivement aux enjeux environnementaux. Sont ainsi souvent mentionnés le manque de décrets d'application des lois, la complexité du système institutionnel qui freine l'instauration d'un réel leadership sur les questions d'environnement dans le secteur forestier, la mauvaise (voire la non-) application des réglementations (EIE non réalisées ou mal menées, exploitation illégale) et enfin la faiblesse des moyens des services en charge de faire appliquer ces réglementations.

Concernant les dispositifs de gestion présentés, ils constituent les principales réponses opérationnelles apportées par la GDF face à la crise environnementale forestière observée. S'ils tendent à s'hybrider sur le terrain afin de mieux intégrer les trois piliers du développement durable, la dimension économique, à savoir prioritairement la rentabilité de l'exploitation forestière, demeure leur enjeu central. Le constat probablement le plus marquant de cette étude est donc que la GDF, terme très englobant, traite finalement et avant tout « d'exploitation durable des forêts ». Qu'il s'agisse de la littérature scientifique qui lui est consacrée, de l'importante

production de littérature grise, de la façon dont les acteurs se la représentent, et des dispositifs de gestion opérationnels qu'elle a contribué à mettre en œuvre, la GDF a pour priorité la production de bois, et marginalement l'exploitation de quelques PNFL. Selon la logique du développement durable, l'enjeu est d'intégrer l'environnement dans l'économie et dans les politiques sectorielles (ici dans l'économie et la politique forestière). Les objectifs environnementaux, et sociaux, dont pourraient être porteuse la GDF, sont essentiellement analysés et vécus comme des contraintes à l'exploitation forestière qu'il s'agit d'internaliser, et moins comme des enjeux stratégiques fondamentaux d'innovation pour la gestion de ces écosystèmes et la préservation de leurs qualités environnementales.

Les dispositifs visant à améliorer l'exploitation forestière sont les plus explicites en la matière. De manière générale, le principal argument utilisé en lien avec ces dispositifs tient au fait qu'ils peuvent permettre aux exploitants de maintenir une activité rentable, permettant en cela d'éviter toute conversion des forêts pour d'autres usages. Mais nombreux sont ceux qui soulignent la limite de ces dispositifs qui entraînent, quoiqu'il en soit, une modification importante des écosystèmes, et dont la mise en œuvre complexe et coûteuse demeure par ailleurs encore souvent peu effective et trop peu contrôlée.

Les dispositifs visant à valoriser le stockage du carbone se fixent pour leur part certes un objectif environnemental climatique explicite mais ils poursuivent avant tout un objectif économique pour ceux qui investissent sur les crédits carbone. Si le carbone est vu par certains comme une thématique « chapeau » qui doit permettre, voire même faciliter, le traitement d'enjeux environnementaux plus larges que le seul carbone, ce focus reste néanmoins source de scepticisme, et l'efficacité environnementale des modes de gestion des forêts liés au marché carbone n'a pas encore été prouvée. La qualité environnementale des espaces forestiers créés ou maintenus par ces mécanismes peut en effet s'avérer au final très en deçà des caractéristiques écologiques d'un écosystème forestier naturel.

Quant aux dispositifs visant à accroître l'implication des populations locales, l'une des rhétoriques consiste à prétendre que les savoirs et pratiques coutumières des populations locales, basées sur des normes sociales ancestrales, contribuent largement à préserver les ressources naturelles (même si ce n'est pas l'objectif revendiqué). La multitude des situations et contextes locaux ne permet cependant pas de formuler des généralisations hâtives sur l'efficacité environnementale des modes de gestion participative de la forêt. Quand elle est nécessaire, cette participation apparaît en tout état de cause loin d'être suffisante pour assurer une durabilité environnementale de la GDF.

Outre ces conclusions, issues de l'analyse bibliographique et des entretiens menés, il est apparu qu'un nombre important de publications étaient consacrées aux évaluations environnementales et aux enjeux de leur mise en œuvre dans des régions aux écosystèmes remarquables, telles que les forêts tropicales. Mais l'application de cette démarche aux activités forestières à proprement parler n'a pour l'instant suscité qu'un intérêt limité. Les rares publications (même si elles tendent à se développer) centrées sur les EIE du secteur forestier portent ainsi uniquement sur la gestion des risques industriels et sanitaires des infrastructures de la filière forêt-bois (routes forestières et voies d'accès, campements, implantation de scieries, etc.) et l'évaluation environnementale dite *ex post* de la « gestion des écosystèmes forestiers tropicaux » par le secteur forestier ne donne pas réellement lieu à publication(s). Ce peu d'intérêt accordé aux méthodologies de l'évaluation environnementale des activités forestières sous-tend l'idée selon laquelle les dispositifs gestionnaires déjà existants sont par construction « durables » et « verts » et ne nécessitent donc pas la mise en œuvre d'une démarche évaluative d'un point de vue environnemental (*ex ante* ou *ex post*). De plus, le problème est très souvent ramené à un problème de « gouvernance » du secteur forestier, et non à un problème de nature des dispositifs de gestion proposés ou de niveau de performance environnementale fixé. Cette situation implique que très peu de mesures sont prises pour vérifier que la GDF est effective et efficace. Les critères normatifs environnementaux à atteindre sont encore rarement explicités et très peu évalués. En l'absence d'un référentiel communément accepté, chaque acteur tend alors à développer et promouvoir un système de PC&I qui lui est propre, dans une logique procédurale, au détriment d'une analyse approfondie des résultats à atteindre puis effectivement obtenus. C'est pourtant sur la base d'un référentiel écologique clairement défini associé à une dynamique d'évaluation spécifique que l'on pourrait s'assurer que les dispositifs mis en œuvre produisent les effets escomptés en termes d'efficacité environnementale, et ainsi rendre lisible les responsabilités quant aux dommages sur les écosystèmes forestiers.

De manière générale, il est apparu que les préoccupations environnementales liées à la forêt ont évolué au sein de la littérature traitant de GDF, une préoccupation environnementale tendant à supplanter l'autre. Ce sont ainsi le stockage du carbone et les logiques d'échanges de crédits associés qui ont pris un poids majeur ces dernières années. Concernant la biodiversité, elle semble avoir été plus spécifiquement abordée entre 1998 et 2005 mais l'analyse a montré que la littérature dédiée à la GDF l'aborde de manière très orientée, à savoir essentiellement en termes de conservation d'un couvert forestier et d'espèces commercialisables. Aucun dispositif de gestion promu par la GDF n'est par ailleurs orienté spécifiquement sur l'enjeu biodiversité. De manière assez surprenante, une part très faible du corpus bibliographique analysé

au cours de cette étude sur une entrée « gestion durable des forêts tropicales » traite par exemple d'aires protégées. Les entretiens réalisés ont pourtant permis de souligner que ces dernières devraient être considérées comme l'un des dispositifs essentiels de gestion durable des forêts tropicales (ce qui pourrait effectivement sembler cohérent avec les faiblesses environnementales identifiées au sein de chacune des catégories de dispositifs de GDF existants). La biodiversité reste en cela « l'oubliée » de la GDF, bien que sa dégradation soit au cœur des enjeux des écosystèmes forestiers tropicaux, et qu'elle ait été assez systématiquement mise en avant depuis 1992.

La recherche menée sur ces questions apparaît à ce propos relativement peu développée. Il paraît pourtant essentiel que des ponts s'établissent entre le secteur forestier et les chercheurs spécialistes du secteur de la conservation si l'on veut pouvoir construire des dispositifs de gestion susceptibles de fournir quelques réponses concrètes aux problèmes de la très forte érosion de la biodiversité observés aujourd'hui.

Pour conclure, les tensions semblent donc se maintenir à ce jour, entre une « gestion durable des forêts » tropicales avant tout centrée sur l'exploitation forestière, et un secteur de la « conservation » qui continue à être perçu comme potentiellement bloquant le développement de la filière. Dans un tel contexte, la prise en charge des enjeux environnementaux s'avère être traitée de façon marginale, au regard des enjeux économiques. La situation pourrait sans aucun doute être fortement améliorée par la mise en œuvre d'évaluations environnementales stratégiques du secteur forestier et par une meilleure articulation des connaissances du secteur forestier et du secteur de la conservation. Un dialogue intersectoriel systématique mené entre le secteur forestier et le reste des secteurs faisant pression sur les forêts (agricoles, miniers, infrastructures) permettrait également de mieux identifier les contraintes, et de faire émerger des marges de manœuvre pour améliorer les dispositifs de gestion environnementale des forêts. Il est en effet peu réaliste de croire que le secteur forestier pourra à lui seul assurer une GDF qui soit effective d'un point de vue environnemental.

Annexes

1. Cadre juridique et institutionnel dans les pays tropicaux

Pays	Cadre juridique					Programme forestier national		
	Loi forestière principale	Texte réglementaire		Révision		Autres juridictions		Statut
Afrique								
Angola	-	1962	2	2000	1	-	Oui -	En cours de formulation
Bénin	1993	1996	1	-	-	-	Oui 2007	en vigueur
Burundi	1985	-	-	-	-	-	Oui -	En cours de formulation
Cameroun	1994	1995	12	2000	1	-	Oui 2005	En cours de mise en œuvre
Congo	2000	2002	13	2009	1	-	Oui -	En cours de formulation
Côte-d'Ivoire	1965	1978	1	-	-	-	- -	-
Gabon	2001	1993	3	2002	1	-	Oui 1993	Temporairement suspendu
Gambie	1998	1998	1	-	-	-	Oui 2000	En cours de révision
Ghana	1974	1974	3	1994	4	3	Oui 1993	En cours de révision
Guinée	1999	1989	2	1990	2	2	Oui 1989	En vigueur
Guinée-Bissau	1991	1996	2	-	-	1	Oui 1992	En cours de révision
Guinée équatoriale	1997	1992	1	-	-	1	Oui 2000	En cours d'élaboration
Liberia	2000	2001	5	2006	1	2	Oui 2008	En vigueur
Madagascar	1997	1998	6	-	-	6	Non -	-
Nigeria	1961	1963	1	-	-	-	Oui 2002	En cours de révision
Ouganda	2003	-	-	-	-	2	Oui 2002	En vigueur
République centrafricaine	1990	1991	2	2008	1	-	Oui 1994	Temporairement suspendu

●●●



Pays	Cadre juridique					Programme forestier national		
	Loi forestière principale	Texte réglementaire	Révision	Autres juridictions		Statut		
République démocratique du Congo	2002	2002 4	2009 1	1	Oui	2009	En cours de mise en œuvre	
Rwanda	1988	2003 1	- -	-	-	-	-	
São Tomé-et-Principe	2001	- -	- -	1	-	-	-	
Sénégal	1998	1999 1	- -	-	Oui	1992	En vigueur	
Sierra Leone	1988	1989 1	- -	-	Non	-	-	
Tanzanie	2002	1996 3	- -	4	Oui	-	En vigueur	
Tchad	-	- -	- -	1	Oui	1972	En vigueur	
Togo	2008	- -	- -	3	Oui	-	-	
Zambie	1999	2003 2	2006 1	-	Oui	1996	Temporairement suspendu	
Amérique								
Belize	1927	1973 5	1997 1	-	-	-	-	
Bolivie	1996	1996 5	1999 1	-	Oui	2008	En vigueur	
Brésil	1965	2006 3	2007 2	-	Oui	2000	En vigueur	
Colombie	2006	1996 1	- -	9	Oui	2000	En cours de révision	
Costa Rica	1996	1996 11	1997 10	8	Oui	2001	En cours de révision	
Équateur	2003	2004 5	2004 4	5	Oui	2002	En vigueur	
Guatemala	1996	1997 4	2004 1	3	Oui	2003	En vigueur	
Guyana	1998	1973 1	1997 2	1	Oui	2001	En vigueur	
Guyane française	2010	2005 3	2008 1	2	Oui	2006	En vigueur	
Honduras	2008	- -	- -	5	Oui	2004	En vigueur	
Mexique	2003	2005 2	2008 1	2	Oui	2007	En vigueur	
Nicaragua	2003	2003 5	2004 2	4	Oui	2008	En vigueur	
Panama	1994	1998 10	2005 2	10	Oui	2008	En vigueur	
Pérou	2008	2009 1	- -	-	Oui	2004	En vigueur	



•••

Pays	Cadre juridique					Programme forestier national		
	Loi forestière principale	Texte réglementaire		Révision	Autres juridictions		Statut	
Suriname	1992	-	-	-	-	Oui	2006	En cours d'élaboration
Venezuela	1965	1969	4	1977	3	Non	-	-
Asie								
Bangladesh	1927	1959	6	1992	1	Oui	1995	En vigueur
Brunei Darussalam	2002	2002	1	-	-	Oui	-	En vigueur
Cambodge	2003	2003	1	-	-	Oui	2007	En cours d'élaboration
Chine	1998	2000	1	-	-	Oui	2006	En vigueur
Inde	1927	1981	2	1980	3	Oui	1999	En vigueur
Indonésie	1999	2010	4	2008	1	Oui	2000	En vigueur
Laos	2007	-	-	-	-	Oui	2005	-
Malaisie	1984	1969	1	1984	3	Oui	2006	En vigueur
Myanmar	1992	-	-	-	-	Oui	2001	En vigueur
Papouasie-Nouvelle-Guinée	1991	1998	1	-	-	Non	-	-
Philippines	2007	2007	-	2009	3	Oui	2003	En vigueur
Sri Lanka	1907	1979	2	1951	7	Oui	-	-
Thaïlande	1941	-	-	-	-	Oui	1985	En vigueur
Vietnam	2004	2006	4	2006	1	Oui	1987	En vigueur

Source : auteurs.

2. Cadre juridique de l'étude d'impact environnemental

Pays	Référence à l'EIE dans les cadres juridiques						Déclinaison de la procédure d'EIE : seuil d'applicabilité et activités forestières concernées	
	Code de l'environnement		Code forestier		Réglementation spécifique		Seuil	Principales activités
	Existe	Années	Existe	Années	Existe	Années		
Bangladesh	Oui	1995 1997	Non	-	Non	-	Aucun	Implantation de projets d'industrie papetière en zone forestière
Bénin	Oui	1999	Oui	1996	Oui	2001	Très précis	Défrichement, reboisement, traitement sylvicole, récolte de PFNL, classement et déclassement du domaine forestier de l'État, création d'aires protégées
Brunei Darussalam	Non	-	Non	-	Non	-	-	-
Burundi	Oui	2000	Non	-	Non	-	Aucun	en cours d'élaboration
Cambodge	Oui	1999	Oui	2003	Oui	1999	Précis	Concession d'exploitation forestière, toutes activités dans les mangroves et zones humides, construction de routes dans les zones protégées
Cameroun	Oui	1996	Oui	1995 2001	Non	-	Très imprécis	Aménagement des aires protégées et exploitation des UFA, exploitation de vente de coupe, agroforesterie
Congo	Oui	2001 2009	Oui	2000 2002	Oui	2009	Aucun	Tout plan d'aménagement, concession forestière, déclassement et déboisement dans le domaine forestier national



...

Pays	Référence à l'EIE dans les cadres juridiques						Déclinaison de la procédure d'EIE : seuil d'applicabilité et activités forestières concernées	
	Code de l'environnement		Code forestier		Réglementation spécifique		Seuil	Principales activités
	Existe	Années	Existe	Années	Existe	Années		
Côte-d'Ivoire	Oui	1996	Non	-	Non	-	Imprécis	Défrichement et reboisement dans les aménagements forestiers
Chine	Non	-	Non	-	Non	-	-	-
Gabon	Oui	1993 2005	Oui	2001	Oui	2005	Précis	Défrichement des forêts non permanentes, reboisement des grandes superficies, projets mis en œuvre en dehors des limites des aires protégées
Gambie	Oui	1994	Oui	1998	Non	-	Aucun	Exploitation de bois, coupes rases, reforestation et déforestation, plantations forestières, modification des politiques forestières, utilisation commerciale de la faune et la flore, introduction de nouvelles espèces
Ghana	Oui	1999 2004	Oui	1997	Non	-	Aucun	Conversion de zones forestières collinaires, exploitation ou conservation de zones forestières en bordure d'aires protégées et/ou dans les bassins versants, conversion des zones humides, projets de conservation
Guinée	Oui	1987 1989	Non	-	Oui	1989	Très imprécis	Défrichement des bois et forêts à usage commercial ou industriel
Inde	Non	-	Non	-	Non	-	-	-

...



Pays	Référence à l'EIE dans les cadres juridiques						Déclinaison de la procédure d'EIE : seuil d'applicabilité et activités forestières concernées	
	Code de l'environnement		Code forestier		Réglementation spécifique		Seuil	Principales activités
	Existe	Années	Existe	Années	Existe	Années		
Indonésie	Oui	2000 2006 2010	Non	-	Oui	2000 2006	Précis	Exploitation forestière pour différents domaines forestiers
Laos	Oui	1999	Oui	2007	Non	-	Aucun	-
Liberia	Oui	2002	Oui	2006	Non	-	Aucun	Exploitation et transformation du bois, plantations forestières, déforestation, introduction d'espèces, création d'aires protégées
Madagascar	Oui	1990	Oui	2005	Non	-	Imprécis	Exploitation forestière, introduction d'espèces, projets de création d'aires protégées
Malaisie	Oui	1987 2000	Non	-	Oui	1987 2000	Précis	Transformation de larges zones forestières, exploitation ou conservation de mangroves et de zones forestières en bordure d'aires protégées et/ou dans les bassins versants, conversion de forêts de montagne
Myanmar	Non	-	Non	-	Non	-	-	-
Nigeria	Oui	1992	Non	-	Oui	1992	Précis	Transformation de zones forestières, exploitation ou conservation de mangroves et de zones forestières en bordure d'aires protégées et/ou dans les bassins versants, conversion des forêts de montagne



•••

Pays	Référence à l'EIE dans les cadres juridiques						Déclinaison de la procédure d'EIE : seuil d'applicabilité et activités forestières concernées	
	Code de l'environnement		Code forestier		Réglementation spécifique		Seuil	Principales activités
	Existe	Années	Existe	Années	Existe	Années		
Ouganda	Oui	1995 1998 1999	Oui	2003	Oui	1998 1999	Aucun	-
Papouasie-Nouvelle-Guinée	Oui	2000 2002	Oui	1991	Non	-	Aucun	-
Philippines	Oui	1977 1978 1981	Oui	2009	Oui	1978 1981	Aucun	Projets de transformation de bois, exploitation forestière, projets d'infrastructure dans les zones forestières, introduction de faune, occupation des forêts, extraction des produits de mangroves
République centrafricaine	Oui	2007	Non	-	Non	-	Aucun	<i>En cours d'élaboration</i>
République démocratique du Congo	Oui	2011	Oui	2002 2006	Oui	2011	Aucun	<i>En cours d'élaboration</i>
Rwanda	Oui	2005 2008	Non	-	Oui	2008	Aucun	Tous travaux dans les aires protégées et leurs environs
Sénégal	Oui	2001 2002	Oui	1998 1999	Oui	2002	Aucun	Plan d'aménagement forestier, concession forestière, tout projet modifiant l'exploitation des ressources renouvelables dans les zones écologiquement fragiles
Sierra Leone	Oui	2008	Non	-	Non	-	Aucun	Tout projet modifiant l'exploitation des ressources renouvelables et l'activité industrielle

•••



Pays	Référence à l'EIE dans les cadres juridiques						Déclinaison de la procédure d'EIE : seuil d'applicabilité et activités forestières concernées	
	Code de l'environnement		Code forestier		Réglementation spécifique		Seuil	Principales activités
	Existe	Années	Existe	Années	Existe	Années		
Sri Lanka	Non	-	Non	-	Non	-	-	-
Tanzanie	Oui	2004 2005	Oui	2002 2005	Oui	2005	Impécis	Exploitation forestière et industries forestière de transformation, projets d'infrastructures dans les zones forestières, introduction de nouvelles espèces, récoltes commerciales de produits ligneux, création d'aires protégées
Tchad	Oui	1998	Non	-	Non	-	Aucun	<i>En cours d'élaboration</i>
Thaïlande	Oui	1992	Non	-	Non	-	Aucun	-
Togo	Oui	2008 2006	Oui	2008	Oui	2006	Très précis	Opération de reboisement, aménagement de zones humides ou de mangroves, exploitation forestière, introduction de nouvelles espèces, création d'aires protégées
Vietnam	Non	-	Non	-	Non	-	Aucun	-
Zambie	Oui	2006	Oui	1999	Oui	2006	Précis	Exploitation forestière dans zones sensibles, reforestation et déforestation, usine de transformation, introduction de nouvelles espèces, création d'aires protégées

Source : auteurs.

3. Méthodologie

Dans le cadre de cette étude, une vaste revue bibliographique sur le thème de la GDF a été réalisée. Celle-ci a été soumise à diverses analyses documentaires, statistiques et lexicométriques dont nous précisons ici la méthodologie.

1) *Recueil des données*

La première étape a consisté en un recueil d'un grand nombre de documents abordant la thématique de l'étude. Différentes sources ont été sélectionnées :

- des publications scientifiques dans des revues à comité de lecture ;
- d'autres documents provenant de la recherche scientifique comme les thèses de doctorat, les rapports d'activités ou encore les documents techniques des centres de recherche ;
- la littérature grise en provenance des bailleurs de fonds, des OIG, des ONG, des entreprises du secteur privé, etc. ;
- les conventions internationales, lois et textes réglementaires nationaux ;
- les cours dispensés à l'ancienne Ecole nationale du génie rural des eaux et forêts (ENGREF) de Montpellier sur la période 1990-2010, ainsi que les mémoires de recherche des étudiants ayant suivi le cursus de formation des ingénieurs forestiers ;
- des ouvrages ;
- ses sites Internet ;
- des documents de formulation et d'évaluation de projets.

D'autres documents ont également été récupérés en complément pour la rédaction de cet ouvrage mais n'ont pas fait l'objet d'une analyse systématique. La revue bibliographique a permis de collecter 2 520 références disponibles en quatre langues (cf. tableau 17).

Tableau 17 Nombre de références consultées par les auteurs (par nature et par langue) dans le cadre de cette étude

Nature	Français	Anglais	Espagnol	Portugais	Total
Publications scientifiques dans revues à comité de lecture	152	1160	6	1	1319
Autres documents provenant de la recherche scientifique	9	32	0	1	42
Littérature grise	207	345	8	0	560
Documents de formulation et d'évaluation de projets	1	14	0	0	15
Textes juridiques internationaux et nationaux	92	145	119	15	371
Ouvrages	2	5	0	0	7
Cours et mémoires dispensés à l'ENGREF	43	7	0	0	50
Sites Internet	3	9	2	0	14
Autres documents (hors analyse statistique et lexicométrique)	57	82	3	0	142
Total	566	1799	138	17	2520

2) Constitution des corpus

Publications scientifiques

Les principaux moteurs de recherches d'articles scientifiques disponibles en ligne ont été utilisés pour obtenir ces documents. Les recherches ont été effectuées sur les moteurs de recherche Web of Science, Scopus, Hal, revue.org, Cairn, Sage et SocIndex. En complément, des recherches plus spécifiques ont été effectués sur deux revues scientifiques forestières françaises : la *Revue forestière française et Bois et forêts des tropiques*.

Pour ces bases de données, les mots clés utilisés pour la recherche de références ont systématiquement comporté les mots « gestion » et/ou « durable » pour les recherches en français et « *sustainable* » et/ou « *management* », en anglais. L'objectif de l'utilisation systématique du mot clé durable (ou *sustainable*) a été de mettre en évidence toutes les thématiques de recherches se voulant liées à ce concept. En complément, les mots clés « forêt » et/ou « tropical » (« *forest* » et/ou « *tropical* » en anglais) ont été sélectionnés. La recherche a été effectuée, autant que les moteurs de recherche le permettaient, dans les titres, mots clés et résumés des articles des bases bibliographiques. La recherche ayant apporté un nombre très conséquent de références, une sélection a été effectuée « à dire d'expert » pour choisir, à partir du titre et du résumé disponible, les plus pertinents dans le cadre de l'étude.

Textes juridiques

Les documents ont été choisis en utilisant la base juridique de la FAO (FAO-LEX : <http://faolex.fao.org/faolex/index.htm>) qui met à disposition une bibliothèque en ligne d'un ensemble de textes juridiques par pays. La base a été utilisée dans sa version anglaise et a permis d'obtenir des notices détaillées avec les documents relatifs en format numérique. La recherche a été faite à l'aide des mots-clés « *sustainable* », « *forest* », « *management* » et/ou « environment » pour l'ensemble des 56 pays sélectionnés (cf. partie 2). Tous les textes abordant le thème de cette étude ont été sélectionnés.

En complément des textes juridiques nationaux disponibles, une recherche sur les sites gouvernementaux a permis de récupérer des textes juridiques internationaux comme les conventions-cadres internationales, les accords multilatéraux, etc.

Littérature grise

La littérature grise forme un corpus très protéiforme de données, difficiles à répertorier et sélectionner. Une première étape a consisté à sélectionner un ensemble d'institutions (ONG, OIG, bailleurs de fonds, entreprises du secteur privé, bureaux d'études, associations spécialisées, etc.) reconnues *a priori* comme des acteurs clés du secteur forestier international.

Les documents ont ainsi été récupérés sur les sites Internet de chaque institution en recherchant, à la fois dans l'énoncé du document et dans le contenu, l'importance accordée à la thématique de cette étude et l'occurrence de mots clés comme « gestion », « durable » et « forêt ».

Cours et mémoires de recherche étudiants

Les documents correspondants sont disponibles au centre de documentation de l'AgroParisTech de Montpellier. Des recherches approfondies ont été effectuées dans les documents de formation des cursus proposés par l'établissement sur le thème de la gestion des écosystèmes tropicaux sur la période 1990-2010, ainsi que dans les mémoires de recherche des étudiants sur les mêmes périodes. Une analyse sommaire des textes disponibles a permis de sélectionner un certain nombre de documents.

Autres documents

D'autres documents (ouvrages, documents de formulation et d'évaluation de projets, sites Internet, etc.) ont été récupérés plus spécifiquement au fur et à mesure de l'étude pour compléter l'analyse.

3) Analyse bibliométrique et lexicométrique

L'analyse lexicométrique menée a consisté à dégager au sein de chaque corpus des tendances dans l'utilisation d'un certain nombre d'éléments lexicaux, que ce soit dans l'intégralité des textes ou/et dans les notices bibliographiques disponibles.

Référencement

L'ensemble des documents du corpus général a été référencé en utilisant le logiciel de gestion bibliographique EndNote (EndNote[®] 2012 Thomson Reuters). Ce logiciel a permis de disposer de notices bibliographiques qui renseignent un ensemble de champs fournissant une information rapide sur la nature et le contenu d'un document.

Analyse systématique

Deux analyses complémentaires ont par ailleurs été réalisées systématiquement sur le corpus des textes scientifiques et celui des textes juridiques :

- une analyse statistique et bibliométrique a été réalisée sur les notices bibliographiques d'EndNote disponibles en utilisant le logiciel de traitement de données Excel (© 2006 Microsoft Corporation). Les notices bibliographiques les plus pertinentes ont été sélectionnées pour l'analyse (1 150 références issues des textes scientifiques et 334 issues des textes juridiques). Le logiciel Excel a permis de traiter statistiquement ces notices sur la base d'un ensemble de critères déterminants (provenance géographique, année de publication, occurrence des mots présents dans les énoncés et les résumés, nom des auteurs, nom des revues et occurrence des mots clés choisis par les auteurs) ;

- une analyse lexicométrique a été effectuée à l'aide du package *text-mining* du logiciel R (© 2011 The R Foundation for Statistical Computing). Ce dernier a permis d'extraire la totalité des mots présents dans les documents lorsque ceux-ci étaient disponibles en format numérique (718 documents dont 511 publications scientifiques et 207 textes juridiques). Les logiciels Excel et R ont ensuite permis d'analyser l'occurrence de tous les mots de chaque document et de les traiter statistiquement entre eux.

4) *Analyse des autres documents et des entretiens*

Les autres documents disponibles ainsi que la série d'entretiens réalisés auprès de certains acteurs clés de la gestion des forêts tropicales ont été traités indépendamment en utilisant des grilles d'analyse comparée permettant de renseigner, pour chaque document ou pour chaque entretien, la nature des enjeux portés et les prises de position affirmées. Aucune analyse statistique n'a été réalisée avec ces corpus.

4. Liste des organisations rencontrées au cours des entretiens

Catégories	Organisme
Associations et sociétés industrielles	CDC Climat
	Le commerce du bois
	Saint-Gobain
	CO ₂ Origination
	Rougier
	ATIBT – IFIA
Bailleurs de fonds et ministères	AFD
	CE
	Banque mondiale
	Proparco
	Swiss Foundation for Development and International Cooperation
	MAP
	MAEE
Bureaux d'études	Oréade-Brèche
	Société africaine d'expertise
	ONFI
	FRM
	Terea
	GRET
ONG	Greenpeace-France
	TFT
	CI
	Association nigérienne des professionnels en études d'impact environnemental
	Association centrafricaine des professionnels en évaluation environnementale
	FNE
	WWF-Belgique
	WWF-France
	FSC-France

...

...

Catégories	Organisme
Recherche	IDDRI
	MNHN
	CIFOR
	I&D
	FUSAGx

Liste des sigles et abréviations

A/R	Afforestation/Reforestation
ADB	<i>Asian Development Bank</i>
ADF	Aménagement durable des forêts
AFD	Agence Française de Développement
AFLEG	<i>African Forest Law Enforcement and Governance</i>
AFOLU	<i>Agriculture, Forestry and Others Land Uses</i>
AFP	Partenariat asiatique sur les forêts
AIBT	Accord international sur les bois tropicaux
AIF	Arrangement international sur les forêts
AME	Accords multilatéraux sur l'environnement
APV	Accords de partenariats volontaires
ASEANFLEG	<i>Association of Southeast Asian Nations Forest Law Enforcement and Governance</i>
ASI	<i>Accreditation Services International</i>
ATIBT	Association technique internationale des bois tropicaux
BAD	Banque africaine de développement
BM	Banque mondiale
CAR	<i>Climate Action Registry</i>
CCBs	<i>Climate Community and Biodiversity Standards</i>
CCNUCC	Convention cadre des Nations unies sur les changements climatiques
CCX	<i>Chicago Climate Exchange</i>
CDB	Convention sur la diversité biologique des Nations unies
CDC-Climat	Caisse des dépôts et consignations – Groupe Climat
CDD	Commission du développement durable des Nations unies

CE	Communauté européenne
CEM	Convention pour la conservation des espèces migratoires
CESNU	Conseil économique et social des Nations unies
CFE	<i>Community Forest Entreprises</i>
CFM	<i>Community Forest Management</i>
CFS	<i>CarbonFix Standard</i>
C&I	Critères et indicateurs
CI	<i>Conservation International</i>
CIFOR	Centre pour la recherche forestière internationale
CIRAD	Centre de coopération internationale en recherche agronomique pour le développement
CITES	Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction
CLRTAP	Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance
CMED	Commission mondiale sur l'environnement et le développement
CNUD	Conférence des Nations unies sur la lutte contre la désertification
CNUDD	Commission des Nations unies sur le développement durable
CNUED	Conférence des Nations unies sur l'environnement et le développement
COFO	Comité des forêts de la FAO
COMIFAC	Commission des forêts d'Afrique centrale
COP	Conférence des Parties
CPM	Convention sur le patrimoine mondial
CTFT	Centre technique forestier tropical
CVPCO	Convention de Vienne sur la protection de la couche d'ozone
DD	Développement durable
DMA	Diamètre minimum d'exploitabilité sous aménagement

DME	Diamètre minimum d'exploitabilité
DPF	Déclaration de principes forestiers
DRED	Déclaration de Rio sur l'environnement et le développement
EDC	<i>Eco-Development Comittee</i>
EES	Évaluation environnementale stratégique
EFI	Exploitation à faible impact
EIE	Étude d'impact environnemental
ENAFLEG	<i>Europe and North Asia Forest Law Enforcement and Governance</i>
ENGREF	École nationale du génie rural des eaux et forêts
FAO	<i>Food and Agriculture Organization</i>
FC	Forêts communales
FFBC	Fonds pour les forêts du Bassin du Congo
FFEM	Fonds français pour l'environnement mondial
FIF	Forum intergouvernemental sur les forêts
FLEG	<i>Forest Law Enforcement and Governance</i>
FLEGT	<i>Forest Law Enforcement, Governance and Trade</i>
FM	<i>Forest Management</i>
FMI	Fonds monétaire international
FNE	France nature environnement
FNUF	Forum des Nations unies sur les forêts
FPCF	Fonds de partenariat pour le carbone forestier
FRA	<i>Forest Resources Assessment</i>
FRM	<i>Forest Ressources Management</i>
FSC	<i>Forest Stewardship Council</i>
FUSAGx	Faculté universitaire des sciences agronomiques de Gembloux
GDF	Gestion durable des forêts
GEEFT	Gestion environnementale des écosystèmes et forêts tropicales

GEF	<i>Global Environment Facility</i>
GES	Gaz à effet de serre
GIEC	Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat
GIF	Groupe intergouvernemental sur les forêts
I&D	Institutions et développement
IADB	Banque interaméricaine de développement
IAF	<i>International Accreditation Forum</i>
ICRAF	Centre international pour la recherche en agroforesterie
IDDRI	Institut du développement durable et des relations internationales
IFIA	Association interafricaine des industries forestières
IFM	<i>Improve Forest Management</i>
ISO	<i>International Standardisation Organisation</i>
ITPC	Convention sur les peuples indigènes et tribaux
IUFRO	Union internationale des instituts de recherches forestières
JFM	Gestion conjointe des forêts
LHV	<i>Legal Harvest Verification</i>
LULUCF	<i>Land Use, Land-Use Change and Forestry</i>
LVS	<i>Legality Verification System</i>
MAEE	Ministère des Affaires étrangères et européennes
MAP	Ministère de l'Agriculture et de la Pêche
MDP	Mécanisme de développement propre
MNHN	Muséum national d'histoire naturelle
MOC	Mise en œuvre conjointe
MTCC	<i>Malaysian Timber Certification Council</i>
NEPA	<i>National Environmental Policy Act</i>
OAB	Organisation africaine des bois
OGM	Organisme génétiquement modifié

OIBT	Organisation internationale des bois tropicaux
OIG	Organisations internationales gouvernementales
OLB	Origine et légalité du bois
OMC	Organisation mondiale du commerce
ONFI	Office national des forêts International
ONG	Organisation non gouvernementale
ONU	Organisation des Nations unies
OTC	<i>Voluntary Over-the-Counter</i>
OTCA	Organisation du traité de coopération amazonienne
PAF	Plan d'aménagement forestier
PAFN	Plan d'action forestier national
PAFT	Plan d'action forestier tropical
PC&I	Principes, critères et indicateurs
PCF	Partenariat de collaboration sur les forêts
PED	Pays en développement
PEFC	Programme de reconnaissance des certifications forestières
PFBC	Partenariat pour les forêts du Bassin du Congo
PFN	Programme forestier national
PFNL	Produits forestiers non ligneux
PGE	Plan de gestion environnemental
PIF	Programme d'investissement pour les forêts
PNAE	Programme national d'action environnementale
PNGE	Programme national de gestion environnementale
PNUD	Programme des Nations unies pour le développement
PNUE	Programme des Nations unies pour l'environnement
PROFOR	Programme pour les forêts
RCW	Convention de Ramsar sur les zones humides

RECOFTC	<i>The Center for People and Forests</i>
RED	Réduction des émissions dues à la déforestation
REDD	Réduire les émissions provenant de la déforestation et de la dégradation des forêts
RSE	Responsabilité sociétale et environnementale
SCS	<i>Scientific Certification Systems</i>
SIG	Système d'information géographique
SMDD	Sommet mondial sur le développement durable
SMF	<i>Sustainable Management of Forests</i>
tCO₂e	Tonne équivalent carbone
TFT	<i>Tropical Forest Trust</i>
TLTV	<i>Timber Legality and Traceability</i>
UE	Union européenne
UFA	Unité forestière d'aménagement
UFG	Unité forestière de gestion
UICN	Union internationale pour la conservation de la nature
UNEP-WCMC	<i>United Nations Environment Programme – World Conservation Monitoring Centre</i>
UNESCO	<i>United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization</i>
UN-REDD	Fonds des Nations unies pour la REDD
VCS AFOLU	<i>Verified Carbon Standard – Agriculture, Forestry and Other Land Use</i>
VFC	<i>Village Forest Committees</i>
VLC	<i>Verification of Legal Compliance</i>
VLO	<i>Verification of Legal Origin</i>
WCMC	<i>World Conservation and Monitoring Center</i>
WRI	<i>World Research Institute</i>
WWF	<i>World Wildlife Fund</i>

Bibliographie

ABDUL RAHIM, A.S., H.O. MOHD SHAHWAHID et M.A. ZARIYAWATI (2009), "A Comparison Analysis of Logging Cost Between Conventional and Reduce Impact Logging Practices", *International Journal of Economics and Management*, 3 (2), pp. 354-366.

ACHARYA, K.P. (2003), "Conserving Biodiversity and Improving Livelihoods: The Case of Community Forestry in Nepal" in *Paper presented at The International Conference on Rural Livelihoods, Forests and Biodiversity*, Bonn, 19-23 mai, p. 22.

ACP (1995), "Amending the Fourth ACP-EC Convention of Lomé signed in Mauritius on 4 November 1995", Groupe des États d'Afrique, des Caraïbes et du Pacifique, Bruxelles.

ADB, (2003), "Environmental Assessment Guidelines", Banque asiatique de développement.

AFD (2010), « Évaluation retrospective du projet CML 1215 01S (PGDF) : consolidation du système de gestion des forêts classées autour de Bamako et de la mise en valeur des Monts Mandingues », Rapport final, AFD-ICI, Paris.

AFD (2007), « Démarche de maîtrise des risques environnementaux et sociaux des opérations financées par le groupe AFD », Paris.

AGUILAR-AMUCHASTEGUI, N. et G.M. HENEBRY (2007), "Assessing Sustainability Indicators for Tropical Forests: Spatio-Temporal Heterogeneity, Logging Intensity, and Dung Beetle Communities", *Forest Ecology and Management*, 253 (1-3), pp. 56-67.

AKUTSU, K., C.V. KHEN et M.J. TODA (2007), "Assessment of Higher Insect Taxa as Bioindicators for Different Logging-Disturbance Regimes in Lowland Tropical Rain Forest in Sabah, Malaysia", *Ecological Research*, 22 (4), pp. 542-550.

ALMEIDA, K. (2001), « Cadre institutionnel législatif et réglementaire de l'évaluation environnementale dans les pays francophones d'Afrique et de l'Océan Indien : les indicateurs de fonctionnalité, les écarts fondamentaux et les besoins prioritaires. Essai de typologie », Institut de l'énergie et de l'environnement de la francophonie et Secrétariat francophone de l'Association internationale pour l'évaluation d'impacts, *Collection Évaluations Environnementales*, Vol. 1.

ALMEIDA, F. et J. HATCHER (2011), "What Rights? Measuring the Depth of Indigenous Peoples and Community Forest Tenure: Preliminary Findings from a Legal Analysis of 33 Forest Tenure Regimes in 15 Countries", WRI *Brief Notes*, Washington, D.C.

AMACHER, G.S., M. OLLIKAINEN et E. KOSKELA (2012), "Corruption and Forest Concessions", *Journal of Environmental Economics and Management*, 63, pp. 92-104.

AMBROSE-OJI, B. (2003), "The Contribution of NTFPs to the Livelihoods of the "Forest Poor": Evidence from the Tropical Forest Zone of South-West Cameroon", *International Forestry Review*, 5 (2), pp. 106-117.

ANCRENAZ, M., L. AMBU, I. SUNJOTO, E. AHMAD, K. MANOKARAN, E. MEIJAARD et I. LACKMAN (2010), "Recent Surveys in the Forests of Ulu Segama Malua, Sabah, Malaysia, Show that Orang-utans (*P. p. morio*) can be Maintained in Slightly Logged Forests", *PLoS ONE*, 5 (7), pp. 1-11.

ANDEREGG, W.R.L., J.W. PRALL, J. HAROLD et S.H. SCHNEIDER (2010), "Expert Credibility in Climate Change", *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 107 (27), pp. 12107-12109.

ANDRÉ, P., C.E. DELISLE et J.-P. REVÉRET (1999), *L'évaluation des impacts sur l'environnement, Processus, acteurs et pratiques pour un développement durable*, Presses internationales Polytechnique, 3^e édition, Québec.

ARINAITWE, J., H. SHOKELLU THOMPSON, E. KANYANYA, G. CITEGETSE et I. OLESU-ADJEI (2007), "Empowering Local Community Engagement in Biodiversity Conservation in Africa Through BirdLife's Site Support Group Approach", in KELBESSA, E. et C. DE STOOP (Eds.), *Proceedings of the International Conference "Participatory Forest Management (PFM), Biodiversity and Livelihoods in Africa"*, Addis-Abeba, Union européenne, pp. 118-119.

ARNOULD, P. (1999), « L'écocertification ou la guerre des labels : Vers une nouvelle géopolitique forestière ? », *Annales de géographie*, 108 (609-610), pp. 567-582.

ASI (2011), *Certification Bodies for FSC*, Bonn.

Disponible sur Internet : <http://www.accreditation-services.com/archives/standards/fsc>

ASNER, G., J. MASCARO, H. MULLER-LANDAU, G. VIELLEDENT, R. VAUDRY, M. RASAMOELINA, J. HALL et M. VAN BREUGEL (2011), "A Universal Airborne LiDAR Approach for Tropical Forest Carbon Mapping", *Oecologia*, pp. 1-14.

ASSOCIATION FOR TROPICAL BIOLOGY AND CONSERVATION ET SOCIETY FOR TROPICAL ECOLOGY (2009), "The Marburg Declaration, The Urgent Need to Maximize Biodiversity Conservation in Forest Carbon-Trading", A joint communiqué of the Association for Tropical Biology and Conservation (ATBC) and the Society for Tropical Ecology (GTÖ) during their joint annual meeting in Marburg, Germany, July 26-29.

ATIBT (2007), « Étude sur le plan pratique d'aménagement des forêts naturelles de production tropicales africaines, Application au cas de l'Afrique centrale, Volet 1, Production forestière », ATIBT.

ATIBT (2005a), « Étude sur le plan pratique d'aménagement des forêts naturelles de production tropicales africaines, Application au cas de l'Afrique centrale, Volet 2, Aspects sociaux », ATIBT.

ATIBT (2005b), « Étude sur le plan pratique d'aménagement des forêts naturelles de production tropicales africaines, Application au cas de l'Afrique centrale, Volet 3, Aspects faunistiques », ATIBT.

AULD, G., L.H. GULBRANDSEN et C.L. McDERMOTT (2008), "Certification Schemes and the Impacts on Forests and Forestry", *Annual Review of Environmental Resources*, 33, pp. 187-211.

BAD (2001), "Environmental and Social Assessment Procedures for African Development Bank's Public Sector Operations", Banque africaine de développement.

BALANA, B.B., E. MATHIJS et B. MUYS (2010), "Assessing the Sustainability of Forest Management: An Application of Multi-Criteria Decision Analysis to Community Forests in Northern Ethiopia", *Journal of Environmental Management*, 91 (6), pp. 1294-1304.

BALLET, J., K.J.M. KOFFI et K.B. KOMENA (2009), « La soutenabilité des ressources forestières en Afrique subsaharienne francophone : quels enjeux pour la gestion participative ? », *Mondes en développement*, 148 (4), pp. 31-46.

BANQUE MONDIALE (1999), "Operational Directive 4.01. Environmental Assessment", Banque mondiale, The World Bank Operational Manual, Washington, D.C.

BARBIER, M. (1998), *Pratiques de recherche et invention d'une situation de gestion d'un risque de nuisance, d'une étude de cas à une recherche-intervention*, thèse de doctorat ès sciences de gestion, Institut d'administration des entreprises (IAE), Institut national de la recherche agronomique (INRA-SAD), université Jean Moulin, Lyon.

BARBIER, N., P. COUTERON, C. PROISY, Y. MALHI et J.-P. GASTELLU-ETCHEGORRY (2010), "The Variation of Apparent Crown Size and Canopy Heterogeneity across Lowland Amazonian Forests", *Global Ecology and Biogeography*, 19 (1), pp. 72-84.

BARTON, D.B. et L. MERINO-PÉREZ (2002), "The Rise of Community Forestry in Mexico: History, Concepts, and Lessons Learned from Twenty-Five Years of Community Timber Production", The Ford Foundation, Miami.

BARTON, D.B., L. MERINO-PÉREZ, P. NEGREROS-CASTILLO, G. SEGURA-WARNHOLTZ, J.M. TORRES-ROJO et H.F.M. VESTER (2003), "Mexico's Community-Managed Forests as a Global Model for Sustainable Landscapes", *Conservation Biology*, 17 (3), pp. 672-677.

BAWA, K.S. et R. SEIDLER (1998), "Natural Forest Management and Conservation of Biodiversity in Tropical Forests", *Conservation Biology*, 12 (1), pp. 46-55.

BERENGER, E., L. FRERE et F. CASTELL (2001), « La Certification peut-elle garantir la prise en compte de l'écologique et du social dans la gestion forestière courante », *Revue Forestière Française*, 53 (6), pp. 645-652.

BERKES, F. (2009), "Community Conserved Areas: Policy Issues in Historic and Contemporary Context", *Conservation Letters*, 2 (1), pp. 20-25.

BERNARD, C., K. BELNA et T. LEMÉNAGER (2012), « La préparation du mécanisme REDD+ au Mexique et ses perspectives environnementales pour les forêts tropicales », *Focales n°13*, AFD, Paris.

<http://www.afd.fr/webdav/site/afd/shared/PUBLICATIONS/RECHERCHE/Scientifiques/Focales/13-Focales.pdf>

BHATTACHARYA, P., L. PRADHAN et G. YADAV (2010), "Joint Forest Management in India: Experiences of two Decades", *Resources, Conservation and Recycling*, 54, pp. 469-480.

BLASER, J. (2010), « L'application des lois forestières et la gouvernance dans les pays tropicaux, Évaluation par région, de l'état de l'application des lois forestières et de la gouvernance dans le secteur forestier dans les pays tropicaux et recommandations utiles à leur amélioration », FAO et OIBT, Rome.

BOLTZ, F., D.R. CARTER, T.P. HOLMES et R. PEREIRA (2001), "Financial Returns under Uncertainty for Conventional and Reduced-Impact Logging in Permanent Production Forests of the Brazilian Amazon", *Ecological Economics*, 39 (3), pp. 387-398.

BOULIER, J. et L. SIMON (2010), « Les forêts au secours de la planète : quel potentiel de stockage du carbone ? », *L'Espace géographique*, 39 (4), pp. 309-324.

BOURGUIGNON, H. (2006) "Enhancing the Role of Forests in the Socio-Economic Development of Forested African Countries", *International Forestry Review*, 8 (1), pp. 126-129.

BOUTEFU, B. (2005), « L'aménagement forestier en France : à la recherche d'une gestion durable à travers l'Histoire », *VertigO – la revue électronique en sciences de l'environnement*, 6 (2), p. 9.

BOWLER, D., L. BUYUNG-ALI, J.R. HEALEY, J.P.G. JONES, T. KNIGHT et A.S. PULLIN (2010), "The Evidence Base for Community Forest Management as a Mechanism for Supplying Global Environmental Benefits and Improving Local Welfare: a STAP Advisory Document", GEF, Bangor.

BRACK, D. (2007), "Illegal Logging", *Briefing Paper* Chatham House, Energy, Environment and Development Programme, EEDP/LOG BP 07/01.

BRAND, D.G. (1997), "Criteria and Indicators for the Conservation and Sustainable Management of Forests: Progress to Date and Future Directions", *Biomass and Bioenergy*, 13 (4-5), pp. 247-253.

BRAY, D.B., L. MERINO-PÉREZ, P. NEGREROS-CASTILLO, G. SEGURA-WARNHOLTZ, J.M. TORRES-ROJO et H.F.M. VESTER (2003), "Mexico's Community-Managed Forests as a Global Model for Sustainable Landscapes", *Conservation Biology*, 17 (3), pp. 672-677.

BRAY, D.B. (2004), "Community Forestry as a Strategy for Sustainable Management. Perspectives from Quintana Roo, Mexico", in ZARIN, D.J., J.R.R. ALVALAPATI, F.E. PUTZ et M. SCHMINK (Eds.), *Working Forests in the Neotropics-Conservation through Sustainable Management?*, *Biology and Resource Management Series*, pp. 221-237.

BUTTOUD, G. (2004), « Pourquoi des critères et indicateurs ? Quels sont les enjeux ? », *Revue forestière française*, 56 (5), pp. 365-368.

BUTTOUD, G. (2001a), « Écocertification et changements des politiques forestières », *Revue forestière française*, 53 (6), pp. 735-744.

BUTTOUD, G. (2001b), *Gérer les forêts du Sud. L'essentiel sur la politique et l'économie forestières dans les pays en développement*, L'Harmattan, Paris.

BUTTOUD, G. et A. KARSENTY (2001), « L'écocertification de la gestion des forêts tropicales », *Revue forestière française*, 53 (6), pp. 691-706.

CALVO-ALVARADO, J.C., B.J. MCLENNAN, A.G. SANCHEZ-AZOFEIFA et T. GARVIN (2009), "Deforestation and Forest Restoration in Guanacaste, Costa Rica: Putting Conservation Policies in Context", *Forest Ecology and Management*, 258 (6), pp. 931-940.

CARNEGIE AIRBORNE OBSERVATORY (2011), *Carnegie Airborne Observatory*.
<http://cao.stanford.edu>

CARRET, J.C. (2002), « Les enjeux de l'aménagement durable : le cas des forêts denses camerounaises », *Bois et forêts des tropiques*, 271 (1), pp. 61-78.

CASHORE, B., G. AULD et D. NEWSON (2004), "Legitimizing Political Consumerism: The Case of Forest Certification in North America and Europe » in MICHELETTI, M., A. FOLLESDAL et D. STOLLE (Eds.), *Politics, Products, and markets: Exploring Political Consumerism Past and Present*, Transaction Publishers, New Brunswick, pp. 181-203.

CASTRO-ARELLANO, I., S.J. PRESLEY, M.R. WILLIG, J.M. WUNDERLE et L.N. SALDANHA (2009), "Reduced-Impact Logging and Temporal Activity of Understorey Bats in Lowland Amazonia", *Biological Conservation*, 142 (10), pp. 2131-2139.

CASTRO-ARELLANO, I., S.J. PRESLEY, L.N. SALDANHA, M.R. WILLIG et J.M. WUNDERLE, (2007), "Effects of Reduced Impact Logging on Bat Biodiversity in Terra Firme Forest of Lowland Amazonia", *Biological Conservation*, 138 (1-2), pp. 269-285.

CCBS (2005), "Climate, Community and Biodiversity Project Design Standards", CCBA, First Edition, Washington, D.C.

CCNUCC (2011), "Decision 1/CP.16. The Cancun Agreements: Outcome of the Work of the Ad Hoc Working Group on Long-term Cooperative Action under the Convention", CCNUCC, FCCC/CP/2010/7/Add.1, Cancun.

CCNUCC (2007), "Decision 2/CP.13. Reducing Emissions from Deforestation in Developing Countries: Approaches to Stimulate Action", CCNUCC, FCCC/CP/2007/6/Add.1, Bali.

CCNUCC (2001), "Decision 5/CP.6. Implementation of the Buenos Aires Plan of Action", CCNUCC, FCCC/CP/2001/L.7, Bonn.

CEE (1998), « Convention sur l'accès à l'information, la participation du public au processus décisionnel et l'accès à la justice en matière d'environnement », Commission économique des Nations unies pour l'Europe, Aarhus.

CERUTTI, P.O. et G. LESCUYER (2011), « Le marché domestique du sciage artisanal au Cameroun : état des lieux, opportunités et défis », *CIFOR, document occasionnel 59*, Bogor.

CERUTTI, P.O., L. TACCONI, R. NASI et G. LESCUYER (2010), "Legal vs Certified Timber: Preliminary Impacts of Forest Certification in Cameroon", *Forest Policy and Economics*, 13 (3), pp. 184-190.

CHATTOPADHYAY, R.N. et D. DATTA (2010), "Criteria and Indicators for Assessment of Functioning of Forest Protection Committees in the Dry Deciduous Forests of West Bengal, India", *Ecological Indicators*, 10 (3), pp. 687-695.

CHAUVEAU, J.-P. (1994), « Participation paysanne et populisme bureaucratique. Essai d'histoire et de sociologie de la culture du développement » in JACOB, J.-P. et P. LAVIGNE DELVILLE (Eds.), *Les associations paysannes en Afrique, organisations et dynamiques*, Karthala, Paris, pp. 25-60.

CHAZDON, R.L. (2003), "Tropical Forest Recovery: Legacies of Human Impact and Natural Disturbances", *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 6 (1-2), pp. 51-71.

CHENOST, C., Y.-M. GARDETTE, J. DEMENOIS, N. GRONDARD, M. PERRIER et M. WEMAÈRE (2010), « Les marchés du carbone forestier. Quelle est la place de la forêt dans les marchés du carbone ? Quelles sont les tendances à anticiper ? Comment financer un projet et vendre des crédits ? », UNEP, AFD, BioCarbon Fund (Banque mondiale) et ONFI, Paris.

CHEVALIER, J.-F. (2005), « Inventaire forestiers d'aménagement et d'exploitation en forêt dense africaine », ENGREF, Montpellier.

CIFOR (1999), *The CIFOR Criteria and Indicators Generic Template*, Bogor.

CIFOR (2000a), « Ensemble générique des critères et indicateurs du CIFOR », CIRAD et CIFOR, *Manuels de critères et indicateurs pour la gestion durable des forêts n° 2*, Montpellier, Bogor.

CIFOR (2000b), « Guide de base pour l'évaluation du bien-être social », CIFOR et CIRAD, *Manuels de critères et indicateurs pour la gestion durable des forêts n° 5*, Montpellier, Bogor.

CIFOR (2000c), « Méthodes complémentaires pour l'évaluation du bien-être social », CIFOR et CIRAD, *Manuels de critères et indicateurs pour la gestion durable des forêts n° 6*, Montpellier, Bogor.

CLÉMENT, J. (1997), « Le développement de la pensée et des actions forestières tropicales depuis 1946 », *Bois et forêts des tropiques*, 252 (2), pp. 5-24.

CNUED (1997), « Rapport du forum intergouvernemental sur les forêts sur les travaux de sa première session », Nations unies – Conseil économique et social, E/CN.17/IPF/1997/4, New-York.

CNUED (1995), « Rapport du groupe intergouvernemental spécial à composition non limitée sur les forêts sur les travaux de sa première session », Nations unies – Conseil économique et social, E/CN.17/IPF/1995/3, New-York.

COLFER, C.J.P. (2000), « Qui compte le plus ? Évaluer le bien-être social dans la gestion durable des forêts », CIFOR et CIRAD, *Manuels de critères et indicateurs pour la gestion durable des forêts* n° 8, Montpellier, Bogor.

COMIFAC (2005), « Plan de convergence pour la conservation et la gestion durable des écosystèmes forestiers d'Afrique centrale », Yaoundé.

CONABLE, B.B. (1988), « Le Plan d'action forestier tropical et la foresterie à l'appui d'un développement viable », *Unasylva*, 40 (159), 1.

CONSEIL EUROPÉEN (2000), « Convention européenne du paysage », *Série des traités européens* n° 176, Florence.

CONTRERAS-HERMOSILLA, A. (2000), "The Underlying Causes of Forest Decline", CIFOR *Occasional Paper* No. 20, Bogor.

DANIELSEN, F., C.E. FILARDI, K.A. JØNSSON, V. KOHAIA, N. KRABBE, J.B. KRISTENSEN, R.G. MOYLE, P. PIKACHA, M.K. POULSEN, M.K. SØRENSEN, C. TATAHU, J. WAIHURU et J. FJELDSÅ, (2010), "Endemic Avifaunal Biodiversity and Tropical Forest Loss in Makira, a Mountainous Pacific Island", *Singapore Journal of Tropical Geography*, 31 (1), pp. 100-114.

DECONCHAT, M. et G. BALENT (2004), « Critères et indicateurs de gestion durable des forêts : la biodiversité », *Revue Forestière Française*, 56 (5), pp. 419-430.

DELORME, N. (1998), « Aménagement forestier en Guinée, Étude de cas », CIRAD, CIFOR et Coopération française, Série FORAFRI 1998 – Document n° 6, Montpellier.

DEMBNER, S.A. (1995), « Suivi de la CNUED en matière de foresterie et rôle de la FAO », *Unasylva*, 46 (1), pp. 64-68.

DENEVAN, W.M. (1973), "Development and the Imminent Demise of the Amazon Rain Forest", *The Professional Geographer*, 25 (2), pp. 130-135.

DEVALL, B. et G. SESSIONS (1985), *Deep Ecology: Living as if Nature Mattered*, UT: Gibbs Smith, Salt Lake City.

DIAMOND, J. (2005), *Collapse: How Societies Choose to Fail or Succeed*, Viking Press, New-York.

DIAZ, D., K. HAMILTON et E. JOHNSON (2011), "State of the Forest Carbon Markets 2011: From Canopy to Currency", Ecosystem Marketplace, Washington, D.C.

DOUMENGE, C., N. GAMI et D. LOUPPE (2003), « La gestion durable des forêts denses d'Afrique centrale et occidentale, un panorama du projet FORAFRI », CIRAD, CD-Rom, Montpellier.

DOVONOU-VINAGBÈ, P. et O. CHOUINARD (2009), « Gestion communautaire des ressources naturelles au Bénin (Afrique de l'Ouest) : le cas de la vallée du Sitatunga », *Études caribéennes*, 12 (2009), pp. 1-17.

DU TOIT, J.T., B.H. WALKER et B.M. CAMPBELL (2004), "Conserving Tropical Nature: Current Challenges for Ecologists", *Trends in Ecology & Evolution*, 19 (1), pp. 12-17.

DUDLEY, N. (Ed.), (2008), « Lignes directrices pour l'application des catégories de gestion aux aires protégées », UICN, Gland.

DUPUY, B. (1998), « Base pour une sylviculture en forêt dense tropicale humide africaine », CIRAD, CIFOR et Coopération française, Série FORAFRI 1998 – Document n° 4, Montpellier.

DUPUY, B. (1996), « Plantations de bois d'œuvre en forêt dense humide africaine », CIRAD, Montpellier.

DURRIEU DE MADRON, L. (2008), « L'aménagement forestier en zone tropicale. Modes d'élaboration d'un plan d'aménagement », ENGREF, Montpellier.

DURRIEU DE MADRON, L. et E. FORNI (1997), « Aménagement forestier dans l'Est du Cameroun », *Bois et forêts des tropiques*, 254 (4), pp. 39-50.

DURRIEU DE MADRON, L., V. FAVRICHON, B. DUPUY, A. BAR HEN et H.F. MAÎTRE (1998a), « Croissance et productivité en forêt dense humide : bilan des expérimentations dans le dispositif d'Irobo – Côte d'Ivoire (1978-1990) », CIRAD, CIFOR et Coopération française, Série FORAFRI 1998 – Document n° 2, Montpellier.

DURRIEU DE MADRON, L., V. FAVRICHON, B. DUPUY, A. BAR HEN et H.F. MAÎTRE (1998b), « Croissance et productivité en forêt dense humide : bilan des expérimentations dans le dispositif de Mopri – Côte d'Ivoire (1978-1992) », CIRAD, CIFOR et Coopération française, Série FORAFRI 1998 – Document n° 3, Montpellier.

DURRIEU DE MADRON, L., A. KARSENTY, E. LOFFEIER et J.-M. PIERRE, (Dir) (1998c), « Le Projet d'aménagement pilote intégré de Dimako - Cameroun (1992-1996) », CIRAD, CIFOR et Coopération française, Série *FORAFRI 1998* – Document n° 7, Montpellier.

DUTRÈVE, B., C. JULLIOT et O. BRUNAUX (2001), « Biodiversité et aménagement forestier en Guyane : approche méthodologique », *Bois et forêts des tropiques*, 269 (3), pp. 65-75.

EBA'A ATYI, R. (2001), « Principes et concepts essentiels en aménagement forestier » in FOAHOM, B., W.B.J. JONKERS, P.N. NKWI, P. SCHMIDT et M. TCHATAT (Eds.), *Sustainable Management of African Rain Forest*, Wageningen, pp. 3-11.

Eco SECURITIES (2009), "The Forest Carbon Offsetting Survey", Eco Securities, CI, CCBA, ClimateBiz, Dublin.

ESSEM (2008), « Étude d'impact environnemental. Unité forestière d'aménagement n° 10012, Concession 1016 », Société d'exploitation forestière et agricole du Cameroun (SFAC) et Environmental Systems Services Engineering and Management SARL, Yaoundé.

EZZINE DE BLAS, D. et M. RUIZ PÉREZ (2008), "Prospects for Reduced Impact Logging in Central African logging concessions", *Forest Ecology and Management*, 256 (2008), pp. 1509-1516.

FAO (2011), « Évaluation des ressources forestières mondiales : Rapport principal », FAO, Rome.

FAO (2008), "Understanding Forest Tenure in Africa: Opportunities and Challenges for Forest Tenure Diversification", FAO, Forestry Policy and Institutions *Working Paper*, Rome.

FAO (2004a), « Mise à jour de l'évaluation des ressources forestières mondiales 2005, Termes et définitions », Rome.

FAO (2004b), "Reduced Impact Logging in Tropical Forests. Literature Synthesis, Analysis and Prototype Statistical Framework", Forestry Department, Forest Harvesting and Engineering *Working Paper* No. 1, Rome.

FAO (2001a), "Global Forest Resources Assessment 2000 – Main Report", FAO, *FAO Forestry Paper* No. 140, Rome.

FAO (2001b), « Situation des forêts du monde 2001 », FAO – Forestry Division, State of the World's Forests, Rome, 135 p.

FAO (2001c), "Use of Criteria and Indicators for Monitoring, Assessment and Reporting on Progress Toward Sustainable Forest Management in the United Nations Forum on Forests, Report prepared for the International Expert Meeting on Monitoring, Assessment and Reporting on Progress Toward Sustainable Forest Management", Yokohama.

FAO (1999), "What are Environmental Assessments?", Centre, F.I., Environmental Impact Guidelines, Rome.

FAO (1996), « Formulation, mise en œuvre et révision des programmes forestiers nationaux. Principes de base et choix opérationnels », Rome.

FAO (1995), « Trois ans après Rio. Points de vue régionaux sur le suivi de la CNUED en foresterie. Rapport succinct sur les ateliers régionaux FAO/PNUE relatifs aux implications d'Action 21 et des Principes forestiers pour l'Afrique, l'Asie et le Pacifique et l'Amérique latine et les Caraïbes », PNUE et FAO, Rome.

FAO (1994a), *Le défi de l'aménagement durable des forêts. Quel avenir pour les forêts mondiales ?*, FAO, Rome.

FAO, (1994b), « PAFT, Programme d'action forestier tropical, Actualisation », FAO – Unité de coordination du PAFT – département des Forêts, Rome.

FAO, (1993), "Forest Resources Assessment 1990, Survey of tropical Forest Cover and Study of Change Processes", FAO – Forestry Division, Forestry Paper 130, Rome, 175 p.

FAO (1992), « Le plan d'action forestier tropical », FAO, Banque mondiale, WRI et PNUD, Rome.

FAO (1985), « Plan d'action forestier tropical », FAO, Comité de la mise en valeur des forêts tropicales, Rome.

FAO (1966), "World Forest Inventory 1963", FAO – Forestry Division, Rome.

FAO (1960), "World Forest Inventory 1958", FAO – Forestry Division, Rome.

FAO (1955), "World Forest Resources Results of the Inventory Undertaken in 1953", FAO – Forestry Division, Rome.

FAO (1948), "Forest Resources of the World", *Unasylva*, 2 (4), pp. 161-182.

FAO et OIBT (2011), « La situation des forêts dans le bassin Amazonien, le Bassin du Congo et l'Asie du Sud-Est », FAO et OIBT, Un rapport préparé pour le Sommet des trois bassins forestiers tropicaux du 31 mai au 3 juin, Brazzaville.

FAO et OIBT (2006), « Meilleures pratiques pour l'application des lois dans le secteur forestier », FAO et OIBT, Étude FAO Forêts, Rome.

FAO et UNEP (1982), "Tropical Forest Resource", FAO - Forestry Division, Forestry Paper No. 30, Rome.

FARGEOT, C., E. FORNI et R. NASI (2004), « Réflexions sur l'aménagement des forêts de production dans le Bassin du Congo », *Bois et forêts des tropiques*, 281 (3), 19-34.

FAUCHEUX, S. et J.-F. NOËL (1999), *Économie des ressources naturelles et de l'environnement*, Armand Colin, Collection U économie, Paris.

FAVRICHON, V., S. GOURLET-FLEURY, A. BAR HEN et H. DESSARD (1998), « Parcelles permanentes de recherche en forêt tropicale humide, Éléments pour une méthodologie d'analyse de données », CIRAD, CIFOR et Coopération française, Série FORAFRI 1998 – Document n° 14, Montpellier.

FELTON, A., J. WOOD, A.M. FELTON, B. HENNESSEY et D.B. LINDENMAYER (2008), "Bird Community Responses to Reduced-Impact Logging in a Certified Forestry Concession in Lowland Bolivia", *Biological Conservation*, 141 (2), 545-555.

FISHER, B., D.P. EDWARDS, T.H. LARSEN, F.A. ANSELL, W.W. HSU, C.S. ROBERTS et D.S. WILCOVE (2011), "Cost-Effective Conservation: Calculating Biodiversity and Logging Trade-Offs in Southeast Asia", *Conservation Letters*, 4 (2011), 443-450.

FORAFRI (2002), Projet FORAFRI – *Description* [en ligne : <http://www.forafri.org/index.php>], Montpellier.

FOREST CARBON PORTAL (2011), *Forest Carbon Project Inventory*, Washington, D.C. <http://www.forestcarbonportal.com/projects>

FREDERICKSEN, T.S. et F.E. PUTZ (2003), "Silvicultural Intensification for Tropical Forest Conservation", *Biodiversity and Conservation*, 12 (7), 1445-1453.

FREYCON, V. et N. FAUVET (1998), « Les GPS. De l'acquisition des relevés à leur intégration dans un SIG », CIRAD, CIFOR et Coopération française, Série FORAFRI 1998 – Document n° 10, Montpellier.

FREYCON, V. et E. YANDJI (1998), « Le SIG, une aide pour tracer un réseau de pistes forestières. Méthodes et résultats », CIRAD, CIFOR et Coopération française, Série FORAFRI 1998 – Document n° 13, Montpellier.

FRIEDLINGSTEIN, P., R.A. HOUGHTON, G. MARLAND, J. HACKLER, T.A. BODEN, T.J. CONWAY, J.G. CANADELL, M.R. RAUPACH, P. CIAIS et C. LE QUERE (2010), "Update on CO₂ Emissions", *Nature Geoscience*, 3 (12), pp. 811-812.

FRUMHOFF, P.C. (1995), "Conserving Wildlife in Tropical Forests Managed for Timber", *BioScience*, 45 (7), pp. 456-464.

FSC (2011a), "Global FSC Certificates: Type and Distribution", Bonn.

FSC (2011b), *Objectifs et missions de FSC*, Vannes.

http://www.fsc-france.fr/index.php?option=com_content&view=article&id=59&Itemid=73

FSC (2000), « Principes et critères pour la gestion forestière », Document 1.2, Oaxaca.

G8 (2002), "G8 Action Programme on Forests – Final Report", Toronto.

GASTON, G., S. BROWN, M. LORENZINI et K.D. SINGH (1998), "State and Change in Carbon Pools in the Forests of Tropical Africa", *Global Change Biology*, 4 (1), pp. 97-114.

GAUTAM, K.H. et T. WATANABE (2002), "Silviculture for Non-Timber Forest Product Management: Challenges and Opportunities for Sustainable Forest Management", *Forestry Chronicle*, 78 (6), pp. 830-832.

GEIST, H.J. et E.F. LAMBIN (2002), "Proximate Causes and Underlying Driving Forces of Tropical Deforestation", *Bioscience*, 52 (2), pp. 143-150.

GERMAN, L., A. KARSENTY, A.M. TIANI et EDS, (2010), *Gouverner les forêts africaines à l'ère de la mondialisation*, Earthscan, Londres.

GHAZALI, B.H. et M. SIMULA (1996), "Timber Certification in Transition: Study on the Development in the Formulation and Implementation of Certification Schemes for all Internationally Traded Timber and Timber Products", ITTO, *Report for the International Tropical Timber Organization*, Yokohama.

GIEC (2007), « Bilan 2007 des changements climatiques. Contribution des Groupes de travail I, II et III au quatrième Rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat », PACHAURI, R.K. et A. REISINGER, GIEC, Genève.

GODARD, O. (1994), « Le développement durable : paysage intellectuel », *Natures Sciences Sociétés*, 4 (2), pp. 309-321.

GOLSORKHI, D., I. HUAULT et B. LECA (2009), *Les études critiques en management. Une perspective française*, Presses universitaires de Laval, Laval.

GOMONTEAN, B., J. GAJASENI, G. EDWARDS-JONES et N. GAJASENI (2008), "The Development of Appropriate Ecological Criteria and Indicators for Community Forest Conservation using Participatory Methods: A Case Study in Northeastern Thailand", *Ecological Indicators*, 8 (5), pp. 614-624.

GRAINGER, A. (1993), *Controlling Tropical Deforestation*, Earthscan Publications, Londres.

GRANIER, L. (Coord.) (2008), « Aspects contemporains du droit de l'environnement en Afrique de l'ouest et centrale », UICN et PNUE, *Droit et politique de l'environnement* n° 69, Gland.

GRAY, J.A. (2002), "Forest Concession Policies and Revenue Systems Country Experience and Policy Changes for Sustainable Tropical Forestry", *Technical Paper* No. 522 – Forest Series, Banque mondiale, Washington, D.C.

GREENPEACE (2008), "Holding the Line with FSC. Recommendations and Progress to Date on Certification Body and FSC Performance Following a Critical Analysis of a Range of 'Controversial' Certificates", *Protecting the World's Ancient Forests*, Amsterdam.

GREENPEACE (2009), "Why Logging will not Save the Climate. The Fallacy of GHG Emissions Reductions from so-called 'Sustainable Forest Management' (SFM) or Reduced Impact Logging (RIL) of Natural Forests", Research Laboratories *Technical Note* 07-2009, Amsterdam.

GREY, C. et H.C. WILLMOTT (2005), *Critical Management Studies: A Reader*, Oxford University Press, Oxford.

GUBBI, S. et D.C. MACMILLAN (2008), "Can Non-Timber Forest Products Solve Livelihood Problems? A Case Study from Periyar Tiger Reserve, India", *Oryx*, 42 (2), pp. 222-228.

GUÉNEAU, S. (2011), *Vers une évaluation des dispositifs de prise en charge du problème du déclin des forêts tropicales humides*, Thèse de doctorat, spécialité : sciences de l'environnement, option gestion, AgroParisTech, Paris.

GUÉNEAU, S. (2009), « L'écocertification des bois tropicaux. Forces, faiblesses et paradoxes d'un instrument incitatif de marché », ENGREF, Montpellier.

- GUÉNEAU, S. (2006), « Livre blanc sur les forêts tropicales humides. Recommandations des acteurs français pour une politique française sur les forêts tropicales humides », ministère des Affaires étrangères, ministère de l'Écologie et du Développement durable et ministère de l'Agriculture et de la Pêche, Paris.
- GUILLARD, J. (1999), « Contribution à l'histoire de l'aménagement dans les pays tropicaux », *Revue forestière française*, 51 (sp), pp. 322-332.
- GULLISON, R.E. (2003), "Does Forest Certification Conserve Biodiversity?", *Oryx*, 37 (2), pp. 153-165.
- GUPTA, J. (2010), "A History of International Climate Change Policy", *WIREs Climate Change*, 1 (5), pp. 636-653.
- HAMILTON, K., M. SJARDIN, M. PETERS-STANLEY et T. MARCELLO (2010), "Building Bridges: State of the Voluntary Carbon Markets 2010", Ecosystem Marketplace et Bloomberg New Energy Finance, New-York, Washington, D.C.
- HANFF, E., L. DESCAVES et O. MAUREL (2007), « Quelle crédibilité apporter aux labels de gestion durable des forêts ? Analyse comparative des labels FSC et PEFC » in *Mondialisation et Développement durable. Quels rôles pour les organisations ? 2^e Congrès du Réseau international de recherche sur les organisations et le développement durable (RIODD)*, Montpellier.
- HANSMANN, R., T. KOELLNER et R.W. SCHOLZ (2006), "Influence of Consumers' Socio-ecological and Economic Orientations on Preferences for Wood Products with Sustainability Labels", *Forest Policy and Economics*, 8 (3), pp. 239-250.
- HARDIN, G. (1968), "The Tragedy of the Commons", *Science*, 162 (1968), pp. 1243-1248.
- HAUTDIDIER, B. (2007), *Bûcherons et dynamiques institutionnelles locales au Mali*, Sciences de l'environnement, AgroParisTech, Montpellier.
- HOLBECH, L.H. (2005), "The Implications of Selective Logging and Forest Fragmentation for the Conservation of Avian Diversity in Evergreen Forests of South-West Ghana", *Bird Conservation International*, 15 (1), pp. 27-52.
- HOLVOET, B. et B. MUYS (2004), "Sustainable Forest Management Worldwide: a Comparative Assessment of Standards", *International Forestry Review*, 6 (2), pp. 99-122.

HOUGHTON, R.A. et J.L. HACKLER (1999), "Emissions of Carbon from Forestry and Land-Use Change in Tropical Asia", *Global Change Biology*, 5 (4), 481-492.

IADB (2006), "Environment and Safeguards Compliance Policy", Inter-American Development Bank.

IISD (2001), "A Summary Report of the Forest Law Enforcement and Governance East Asia Ministerial Conference", IISD, Sustainable Developments, Vol. 60, No. 1, Manitoba.

IMAI, N., H. SAMEJIMA, A. LANGNER, R.C. ONG, S. KITA, J. TITIN, A.Y.C. CHUNG, P. LAGAN, Y.F. LEE et K. KITAYAMA (2009), "Co-Benefits of Sustainable Forest Management in Biodiversity Conservation and Carbon Sequestration", *Plos One*, 4 (12), pp. 1-7.

INDEPENDENT STATE OF PAPUA NEW GUINEA (1991), "Forestry Act", No.30 of 1991, Papua New Guinea Consolidated Legislation 2006, Port-Moresby.

INITIATIVE TROPENWALD (1993), "Testkriterien zur Erfassung und Bewertung von Waldwirtschaftsbetrieben der Tropen", Initiative Tropenwald, Berlin.

IPCC, (2003), "Definitions and Methodological Options to Inventory Emissions from Direct Human induced Degradation for Forests and Devegetation of Other Vegetation Types", in PENMAN, J., M. GYTARSKY, T. HIRAISHI, T. KRUG, D. KRUGER, R. PIPATTI, L. BUENDIA, K. MIWA, T. NGARA, K. TANABE et F. WAGNER, (Eds), KANAGAWA.

ITTO (2009), "Sustaining Tropical Forests, Annual Report 2009", ITTO, Yokohama.

ITTO (2001), "Catching on to Reduced Impact Logging", *Tropical Forest Update*, 11 (2), p. 32.

IUCN (1980), "World Conservation Strategy, Living Resource Conservation for Sustainable Development", IUCN, UNEP et WWF, Gland, Nairobi.

IVERS, L. (2006), « PROFOR – un aperçu », *Unasylva*, 57 (2006/3), 1.

JMN CONSULTANT SARL (2004a), « Étude d'impact environnemental des UFA Kabo et Loundoungou », Congolaise industrielle des bois (CIB), tome 2, Volet social, Ouesso.

JMN CONSULTANT SARL (2004b), « Étude d'impact environnemental des UFA Kabo et Loundoungou », Congolaise industrielle des bois (CIB), tome 1, Volet environnement et biodiversité, Ouesso.

JRC et FAO (2011), "Global Forest Land-Use Change from 1990 to 2005 – Initial Results from a Global Remote Sensing Survey", FAO, Rome.

JUN-YU, C. et Z. SHI CAN (1979), « Petites papeteries », *Unasylva*, 31 (126), pp. 37-39.

KAMMESHEIDT, L., A.T. LEZAMA, W. FRANCO et M. PLONCZAK (2001a), "History of Logging and Silvicultural Treatments in the Western Venezuelan Plain Forests and the Prospect for Sustainable Forest Management", *Forest Ecology and Management*, 148 (1-3), pp. 1-20.

KAMMESHEIDT, L., P. KÖHLER et A. HUTH (2001b), "Sustainable Timber Harvesting in Venezuela: A Modelling Approach", *Journal of Applied Ecology*, 38 (4), pp. 756-770.

KAROUSAKIS, K. (2007), "Incentives to Reduce GHG Emissions from Deforestation: Lessons Learned from Costa Rica and Mexico", OCDE, COM/ENV/EPOC/IEA/SLT 1, Paris.

KARSENTY, A. (2010), « REDD ou la déforestation évitée », *Passages* (164), pp. 66-69.

KARSENTY, A. (1997), « Certification et gestion durable des forêts : entre commerce et recherche », *Bois et forêts des tropiques*, 251 (1), pp. 76-77.

KARSENTY, A. et S. GOURLET-FLEURY (2006), "Assessing Sustainability of Logging Practices in the Congo Basin's Managed Forests: The Issue of Commercial Species Recovery", *Ecology and Society*, 11 (1), p. 26.

KARSENTY, A. et R. NASI (2004), « Les concessions de conservation sonnent-elles le glas de l'aménagement forestier durable ? », *Tiers-Monde*, 45 (177), pp. 153-162.

KARSENTY, A., G. LESCUYER et R. NASI (2004), « Est-il possible de déterminer des critères et indicateurs de gestion durable des forêts tropicales ? », *Revue Forestière Française*, 56 (5), pp. 457-472.

KARSENTY, A., S. GUÉNEAU, D. CAPISTRANO, B. SINGER et J.-L. PEYRON (2008), « Régime international, déforestation évitée et évolution des politiques publiques et privées affectant les forêts dans les pays du Sud », IDDRI, *Idées pour le débat* n° 07-2008 – Ressources Naturelles, Paris.

KERN, E., K.L. ROSENBAUM, R.S. REPETTO et T. YOUNG (1999), « Tendances du droit forestier en Amérique et en Asie », FAO – Service droit et développement, Étude législative, Rome.

KINGDOM OF CAMBODIA (2003a), "Law on Forestry", No. NS/RKM/0802/016 of December 16, Phnom Penh.

KINGDOM OF CAMBODIA (2003b), "Sub-Decree on Community Forestry Management", No: 79 Or Nor Krar. Bor Kar of December 20, Phnom Penh, 12 p.

KOUNA ELOUNDOU, C.G., M. TSAYEM DEMAZE et Y. DJELLOULI (2008), « La certification forestière comme norme de gestion durable des forêts tropicales : une laborieuse application en Afrique centrale » in DA LAGE, A., J.-P. AMAT et A.-M. FREROT (Eds.), *L'après développement durable – Espaces, Nature, Culture et Qualité*, pp. 137-147.

KOUPLEVATSKAYA, I. (2007), « La participation des acteurs et le partenariat, comme approche et finalité de la gestion publique et locale des forêts », *Revue forestière française*, 59 (5), pp. 465-478.

KRUEGER, W. (2004), "Effects of Future Crop Tree Flagging and Skid Trail Planning on Conventional Diameter-Limit Logging in a Bolivian Tropical Forest", *Forest Ecology and Management*, 188 (1-3), pp. 381-393.

KUMAR, S. (2002), "Does 'Participation' in Common Pool Resource Management Help the Poor? A Social Cost-Benefit Analysis of Joint Forest Management in Jharkhand, India", *World Development*, 30 (5), pp. 763-782.

LACERDA, A.E.B.D. et E.R. NIMMO (2010), "Can we Really Manage Tropical Forests Without Knowing the Species Within? Getting Back to the Basics of Forest Management Through Taxonomy", *Forest Ecology and Management*, 259 (5), pp. 995-1002.

LAGAN, P., S. MANNAN et H. MATSUBAYASHI (2007), "Sustainable Use of Tropical Forests by Reduced-Impact Logging in Deramakot Forest Reserve, Sabah, Malaysia", *Ecological Research*, 22 (3), pp. 414-421.

LANIER, L., M. BADRÉ, P. DELABRAZE, J. DUBOURDIEU et J.-P. FLAMMARION (1994), *Précis de sylviculture*, ENGREF, 2^e édition, Nancy.

LANLY, J.-P. (2003), « Les facteurs de déforestation et de dégradation des forêts », FAO, Communication au XIII^e Congrès forestier mondial, Québec.

LANLY, J.-P. (1999), « Aménagement et gestion durable », *Revue forestière française*, 51 (Sp), 45-49.

LANLY, J.-P. (1992), « Les principes du rendement soutenu en foresterie tropicale », *Bois et forêts des tropiques*, 234 (1), 7-11.

LAO PEOPLE'S DEMOCRATIC REPUBLIC (2007), "Forestry Law", No. 6/NA, December 24, Vientiane.

LASCO, R.D. et P.A. MINANG (2009), "Scope of REDD+", World Agroforestry Center and ASB Partnership, Little REDD Book, Nairobi.

LAUGINIE, F., C. CHATELAIN et D. BRUGIÈRE (2011), *Conserver la biodiversité du Bassin du Congo, Capitalisation des expériences cofinancées par le FFEM*, FFEM, Paris.

LAWRENCE, A. (2003), "No forest without timber?", *International Forestry Review*, 5 (2), pp. 3-10.

LE PRESTRE, P. (2005), *Protection de l'environnement et relations internationales, Les défis de l'écopolitique mondiale*, Éditions Dalloz/Armand Colin, Coll. U Science politique, Paris.

LE PRESTRE, P. (2002), "Studying the Effectiveness of the CBD" in LE PRESTRE, P.G. (Ed.) *Governing Global Biodiversity*, Ashgate Publishing Company, Aldershot.

LE PRESTRE, P. (1997), *Écopolitique internationale*, Guérin Universitaire, Montréal.

LECOQ, F. et P. AMBROSI (2007), "The Clean Development Mechanism: History, Status, and Prospects", *Review of Environmental and Policy*, 1 (2007), 134-151.

LEROY, M. (2010), « Fondements critiques de l'analyse de la performance environnementale des dispositifs de développement durable » in PALPACUER, F., M. LEROY et G. NARO (Eds.), *Management, Mondialisation et Écologie : Regards critiques en sciences de gestion*, Hermes Science Publications, pp. 281-303, Paris

LEROY, M. (2008), *La participation dans les projets de développement : une analyse critique*, AgroParisTech – ENGREF, Paris.

LEROY, M. (2005), *La participation et l'implication des populations dans les projets de développement et de coopération décentralisée, une revue critique de la littérature*, Rapport final EDF R&D – Département innovation commerciale, analyse des marchés et de leur environnement, groupe GRETS Environnement et Développement durable, EDF R&D, Paris.

LEROY, M. et J. LAURIOL (2011), « 25 ans de Développement Durable : de la récupération de la critique environnementale à la consolidation d'une dynamique de normalisation », *Gestion 2000*, 28 (2), pp. 127-143.

LEROY, M. et A. MIONE (2011), "Standardization Process and Strategic Competitive Decision: What Come First in the Rivalry Between Quality Standards?" in Strategic Management Society (Ed.) *The 31st Annual International Conference, Strategies for a Multi-Polar World: National Institutions And Global Competition*, 6-9 november, Miami.

LEVY, M.A., R.O. KEOHANE et P.M. HAAS (1993), "Improving the Effectiveness of International Institutions", In HAAS, P.M., R.O. KEOHANE et M.A. LEVY (Eds.), *Institutions for the Earth: Sources of Effective International Environmental Protection*, MIT Press, Cambridge, pp. 397-426.

LIKE, J. et S.R. FLETCHER (1992), "Deforestation: An Overview of Global Programs and Agreements", Congressional Research Service, Washington, D.C.

LUCKERT, M.K. et T. WILLIAMSON (2005), "Should Sustained Yield be Part of Sustainable Forest Management?", *Canadian Journal of Forest Research*, 35 (2), pp. 356-364.

MACURA, B., F. ZORONDO-RODRIGUEZ, M. GRAU-SATORRAS, K. DEMPS, M. LAVAL, A.C. GARCIA et V. REYES-GARCIA (2011), "Local Community Attitudes Toward Forests Outside Protected Areas in India. Impact of Legal Awareness, Trust, and Participation», *Ecology and Society*, 16 (3), p. 10.

MALLA, Y. (2007), "Community-Based Forest (Natural) Resource Management: A Path to Sustainable Environment and Development. Lessons from Three Decades of Experience and Future Challenges", RECOFTC, Bangkok.

MANING, R. (2004), « Coopération pour le développement », OCDE, Les dossiers du CAD, Vol. 5, n° 1, Paris.

MANSER, B. (1996), *Voices from the Rainforest, Testimonies of a Threatened People*, Bruno Manser Foundation, Bâle.

MCDERMOTT, C.L., E. NOAH et B. CASHORE (2008), "Differences That 'Matter'? A Framework for Comparing Environmental Certification Standards and Government Policies", *Journal of Environmental Policy & Planning*, 10 (1), pp. 47-70.

MCINTYRE, B. (2001), "The Evolution of Sustainable Forest Management Certification Standards", *Forestry Chronicle*, 77 (3), 394.

MEA (2005), *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis*, Island Press, Washington, D.C.

MEADOWS, D.H. (1972), *The Limits to Growth: a Report for the Club of Rome's Project on the Predicament of Mankind*, Earth Island, Paris.

MECHEL, F., N. MEYER-OHLENDORF, P. SPRANG et R.G. TARASOFSKY (2006), "Public Procurement and Forest Certification: Assessment of the Implications for Policy, Law and International Trade. Comparing major certification schemes: FSC, PEFC, CSA, MTCC and SFI", Ecologic Institut for International and Environmental Policy, Berlin.

MEIJAARD, E., D. SHEIL, R. NASI et S.A. STANLEY (2006), "Wildlife Conservation in Bornean Timber Concessions", *Ecology and Society*, 11 (1), pp. 47-58.

MENDOZA, G.A. et P. MACOUN (2000), « Application de l'analyse multicritère à l'évaluation des critères et indicateurs », CIFOR et CIRAD, *Manuels de critères et indicateurs pour la gestion durable des forêts* n°9, Montpellier, Bogor.

MÉRAL, P., C. CASTELLANET et R. LAPEYRE (Dir.) (2008), *La gestion concertée des ressources naturelles*, L'épreuve du temps, Gret et Karthala, Paris.

MERGER, E. (2008), "Forestry Carbon Standards 2008 – A Comparison of the Leading Standards in the Voluntary Carbon Market and the State of Climate Forestation Projects", Carbon Positive, Athens.

MERMET, L., R. BILLÉ et M. LEROY (2010), "Concern-Focused Evaluation for Ambiguous and Conflicting Policies: An Approach From the Environmental Field", *American Journal of Evaluation*, 31 (2), 180-198.

MERMET, L., R. BILLÉ, M. LEROY, J.-B. NARCY et X. POUX (2005), « L'analyse stratégique de la gestion environnementale : un cadre théorique pour penser l'efficacité en matière d'environnement », *Natures Sciences Sociétés*, 13 (2), 127-137.

MINISTÈRE DES AFFAIRES ÉTRANGÈRES (2004), *Le secteur forestier en Afrique tropicale humide, Évaluation retrospective de la coopération française 1990-2000*, DgCiD, Évaluations, Paris.

MINISTÈRE DE L'AGRICULTURE ET DE LA PÊCHE (1995), « La gestion durable des forêts françaises », République française, Plan national de mise en œuvre de la Déclaration de principes forestiers adoptée par la CNUED (Rio de Janeiro, 1992), Paris.

MINISTÈRE DE L'ÉCOLOGIE ET DU DÉVELOPPEMENT DURABLE (2003), *Forêts tropicales : comment la France peut-elle contribuer à leur gestion durable ?*, La documentation Française, Réponses environnement, Paris.

MINISTERIAL CONFERENCE ON THE PROTECTION OF FORESTS IN EUROPE (1993), "General Guidelines for the Sustainable Management of Forests in Europe", Resolution H1, Helsinki.

MIONE, A., M. LEROY et S. IROLA (2009), "Standards War in Forest Management: The FSC and PEFC Rivalry", In 14th EURAS European Academy for Standardization, *Workshop on standardisation*, Cergy Pontoise, pp. 199-212.

MOISDON, J.-C. (1997), *Du mode d'existence des outils de gestion, Les instruments de gestion à l'épreuve de l'organisation*, Seli Arslan, Paris.

NASI, R. et P.G.H. FROST (2009), "Sustainable Forest Management in the Tropics: Is Everything in Order but the Patient Still Dying?", *Ecology and Society*, 14 (2), 40.

NATIONS UNIES (2007), "Non-Legally Binding Instrument of All Types of Forests", Economic and Social Council, A/C.2/62/L.5, New-York.

NATIONS UNIES (1996), "United Nations Convention to Combat Desertification in those Countries Experiencing Serious Drought and/or Desertification, Particularly in Africa", World Commission on Environment and Development, A/AC.241/27, Paris.

NATIONS UNIES (1994), "United Nations Framework Convention on Climate Change", World Commission on Environment and Development, FCCC/INFORMAL/84, Rio de Janeiro.

NATIONS UNIES (1993), "Convention on Biological Diversity", World Commission on Environment and Development, Rio de Janeiro.

NATIONS UNIES (1992a), "Agenda 21", World Commission on Environment and Development, A/CONF.151/26/Rev. 1, Rio de Janeiro.

NATIONS UNIES (1992b), "Non-Legally Binding Authoritative Statement of Principles for a Global Consensus on the Management, Conservation and Sustainable Development of All Types of Forests", World Commission on Environment and Development, A/CONF.151/26 (Vol. I). Annex III, Rio de Janeiro.

NATIONS UNIES (1992c), "Rio Declaration on Environment and Development", World Commission on Environment and Development, A/CONF.151/26 (Vol. I). Annex 1, Rio de Janeiro.

NATIONS UNIES (1982), "World Charter for Nature", Nations unies, A/RES/37/7, New-York.

NATIONS UNIES (1975a), « Convention relative aux zones humides d'importance internationale particulièrement comme les habitats des oiseaux d'eau », UNESCO, I-14583, Ramsar.

NATIONS UNIES (1975b), « Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction », Gouvernement suisse, I-14537, Washington D.C.

NATIONS UNIES (1972), « Déclaration finale de la Conférence des Nations unies sur l'environnement », Commission mondiale sur l'environnement et le développement, New-York.

NEEFF, T. (2008), "Deforestation, Biomass and Carbon Finance in Amazonia", *Climate Policy*, 8 (1), pp. 7-22.

NELSON, A. et K.M. CHOMITZ (2009), "Protected Area Effectiveness in Reducing Tropical Deforestation, A Global Analysis of the Impact of Protection Status", Banque mondiale, Evaluation Brief No.7, Washington, D.C.

NGUENANG, G.M., Q. DELVIENNE, Q. BELIGNE et M. MBOLO (2007), « La gestion décentralisée des ressources forestières au Cameroun : les forêts communales après les forêts communautaires » in *6^e conférence sur les écosystèmes denses et humides d'Afrique centrale (CEFDHAC)*, Libreville, 20-23 novembre, p. 7.

NGUIFFO, S. (2008), « Les difficultés de l'encadrement juridique de la durabilité : le nouveau régime des forêts en Afrique centrale », UICN et PNUE, in GRANIER, L. (Coord.), *Aspects contemporains du droit de l'environnement en Afrique de l'Ouest et centrale, Droit et politique de l'environnement n°69*, Gland.

NGUINGURI, J.C. (1999), *Les approches participatives dans la gestion des écosystèmes forestiers d'Afrique centrale*, Revue des initiatives existantes, CIFOR, Bogor.

NGUINGURI, J.-C. (1998), « Les approches participatives dans la gestion des écosystèmes forestiers d'Afrique centrale, Revue des initiatives existantes », CIRAD, CIFOR et Coopération française, Série FORAFRI.

NIESTEN, E. et R. RICE (2004), « Gestion durable des forêts et incitations directes à la conservation de la biodiversité », *Tiers-Monde*, 45 (177), pp. 129-152.

OCDE (2006), "Applying Strategic Environmental Assessment: Good Practice Guidance for Development Cooperation", OCDE, *DAC Guidelines and Reference Series*, Paris.

OCDE (1992), "Good Practices for Environmental Impact Assessment of Development Projects", Development Assistance Committee (DAC) – OCDE, Paris.

OIBT (1998), « Critères et indicateurs de l'aménagement durable des forêts tropicales naturelles », OIBT, *Série Politique forestière n°7*, Yokohama.

OIBT (1992a), « Critères de l'aménagement durable des forêts tropicales naturelles », OIBT, *Série Politique forestière, n°3*, Yokohama.

OIBT (1992b), « Critères de mesure de l'aménagement durable des forêts tropicales », OIBT, *Série Politique forestière n°3*, Yokohama.

OIBT (1992c), « Directives de l'OIBT pour l'aménagement durable des forêts tropicales naturelles », OIBT, *Série Politique forestière* n° 5, Yokohama.

OLIVIER DE SARDAN, J.-P. (1995), *Anthropologie et développement. Essai en socio-anthropologie du changement social*, Hommes et Sociétés, APAD, Karthala, Marseille, Paris.

OLLIVIER, P. (2001), « Certification : création d'un outil de comparaison des différents systèmes existant de par le monde », *Revue forestière française*, 53 (6), pp. 653-660.

ONFI (2011), « Le mécanisme REDD+ de l'échelle mondiale à l'échelle locale. Enjeux et conditions de mise en œuvre », *Document de travail* n° 109, Paris.
<http://www.afd.fr/webdav/site/afd/shared/PUBLICATIONS/RECHERCHE/Scientifiques/Documents-de-travail/109-document-travail.pdf>

OSTROM, E. (1990), *Governing the Commons: The Evolution of Institutions for Collective Action*, Cambridge University Press, Cambridge.

OYONO, P.R. (2004), "One Step Forward, Two Steps Back? Paradoxes of Natural Resources Management Decentralisation in Cameroon", *Journal of Modern African Studies*, 41 (1), pp. 91-111.

PAIN-ORCET, M., D. LO-SEEN, N. FAUVET, J.-F. TRÉBUCHON et B. DIPAPOUNDJI (1998), « Les cartes, la télédétection et les SIG, des outils pour la gestion et l'aménagement des forêts tropicales d'Afrique centrale », CIRAD, CIFOR et Coopération française, Série FORAFRI 1998 – Document n° 12, Montpellier.

PALPACUER, F., M. LEROY et G. NARO (Eds.) (2010), *Management, mondialisation, écologie – Regards critiques en sciences de gestion*, Hermes Science Publications, Paris.

PAN, Y., R.A. BIRDSEY, J. FANG, R. HOUGHTON, P.E. KAUPPI, W.A. KURZ, O.L. PHILLIPS, A. SHVIDENKO, S.L. LEWIS, J.G. CANADELL, P. CIAIS, R.B. JACKSON, S.W. PACALA, A.D. MCGUIRE, S. PIAO, A. RAUTIAINEN, S. SITCH et D. HAYES (2011), "A Large and Persistent Carbon Sink in the World's Forests", *Science*, 333 (6045), pp. 988-993.

PEARCE, D., F.E. PUTZ et J.K. VANCLAY (2003), "Sustainable Forestry in the Tropics: Panacea or Folly?", *Forest Ecology and Management*, 172 (2-3), pp. 229-247.

PEFC (2011), "PEFC Global Certification: Forest Management and Chain of Custody", PEFC, Genève.

PENA-CLAROS, M., T.S. FREDERICKSEN, A. ALARCON, G.M. BLATE, U. CHOQUE, C. LEANO, J.C. LICONA, B. MOSTACEDO, W. PARIONA, Z. VILLEGAS et F.E. PUTZ (2008), "Beyond Reduced-Impact Logging: Silvicultural Treatments to Increase Growth Rates of Tropical Trees", *Forest Ecology and Management*, 256 (7), pp. 1458-1467.

PÉNELON, A., L. MENDOUGA et A. KARSENTY (1998), « L'identification des finages villageois en zone forestière au Cameroun, justification, analyse et guide méthodologique », CIRAD, CIFOR et Coopération française, Série FORAFRI 1998 – document n° 8.

PERSSON, M.U. (2012), "Conserve or Convert? Pan-Tropical Modeling of REDD–Bioenergy Competition", *Biological Conservation*, 146 (1), pp. 81-88.

PETERS, G.P., G. MARLAND, C. LE QUERE, T. BODEN, J.G. CANADELL et M.R. RAUPACH (2011), "Rapid Growth in CO₂ Emissions after the 2008-2009 Global Financial Crisis", *Nature Clim. Change*, 2 (1), pp. 2-4.

PEYRON, J.-L. et J. MAHEUT (1999), « Les fondements de l'économie forestière moderne : le rôle capital de Faustmann, il y a 150 ans, et celui de quelques-uns de ses précurseurs et successeurs », *Revue forestière française*, 6, pp. 679-698.

PFBC (2011), *Deux nouvelles forêts communales classées au Cameroun*, Yaoundé. www.cbfp.org/actualites/items/for%C3%AAts-communales-cam.html

PFBC (2008), « Les forêts du Bassin du Congo », PFBC, Yaoundé.

POISSONNET, M. et G. LESCUYER (2005), « Aménagement forestier et participation : quelles leçons tirer des forêts communales du Cameroun ? », *VertigO – la revue électronique en sciences de l'environnement*, 6 (2), pp. 1-6.

PRABHU, R., C.J.P. COLFER et R.G. DUDLEY (2000), « Directives pour le développement, le test et la sélection de critères et indicateurs pour une gestion durable des forêts », CIFOR et CIRAD, *Manuels de critères et indicateurs pour la gestion durable des forêts*. n° 1, Montpellier, Bogor.

PRESLEY, S.J., M.R. WILLIG, J.M. WUNDERLE et L.N. SALDANHA (2008), "Effects of Reduced-Impact Logging and Forest Physiognomy on Bat Populations of Lowland Amazonian Forest", *Journal of Applied Ecology*, 45 (1), pp. 14-25.

PRESLEY, S.J., M.R. WILLIG, L.N. SALDANHA, J.M. WUNDERLE et I. CASTRO-ARELLANO (2009), "Reduced-impact Logging has Little Effect on Temporal Activity of Frugivorous Bats (Chiroptera) in Lowland Amazonia", *Biotropica*, 41 (3), pp. 369-378.

PROFOREST (2011), "An Overview of Legality Verification Systems", Briefing Note, Oxford.

PUTZ, F.E., D.P. DYKSTRA et R. HEINRICH (2000), "Why Poor Logging Practices Persist in the Tropics", *Conservation Biology*, 14 (4), pp. 951-956.

PUTZ, F.E., P. SIST, T. FREDERICKSEN et D. DYKSTRA (2008), "Reduced-Impact Logging: Challenges and Opportunities", *Forest Ecology and Management*, 256 (7), pp. 1427-1433.

PUTZ, F.E., P.A. ZUIDEMA, T. SYNNOTT, M. PEÑA-CLAROS, M.A. PINARD, D. SHEIL, J.K. VANCLAY, P. SIST, S. GOURLET-FLEURY, B. GRISCOM, J. PALMER et R.J. ZAGT (2012), "Sustaining Conservation Values in Selectively Logged Tropical Forests: the Attained and the Attainable", *Conservation Letters*, 0 (2012), pp. 1-8.

RAINBOW ENVIRONMENT CONSULT (2010), « Comprendre et influencer les études d'impacts environnementaux » (communication orale).

RAMETSTEINER, E. et M. SIMULA (2003), "Forest Certification – an Instrument to Promote Sustainable Forest Management?", *Journal of Environmental Management*, 67 (1), pp. 87-98.

RASUL, G., G.B. THAPA et M.B. KARKI (2011), "Comparative Analysis of Evolution of Participatory Forest Management Institutions in South Asia", *Society & Natural Resources*, 24 (12), pp. 1322-1334.

REDFORD, K.H. et S.E. SANDERSON (2000), "Extracting Humans from Nature", *Conservation Biology*, 14 (5), pp. 1362-1364.

REPUBLIC OF GHANA (1998), "Timber Resources Management Regulations", L.I. 1649, Accra.

REPUBLIC OF INDIA (2002), "Joint Forest Planning and Management of Karnataka", Ministry of Environment and Forest of India – Karnataka Forest Department, Bangalore.

REPUBLIC OF INDIA (1988), "National Forest Policy", Ministry of Environment and Forest, New Delhi.

REPUBLIC OF INDONESIA (1999), "Forestry Affairs", Act No. 41, Warta Cafi No. 16 of February 25, 2000, Jakarta.

REPUBLIC OF LIBERIA (2006), "National Forestry Reform Law of 2006", Monrovia.

REPUBLIC OF THE GAMBIA (1998), "Forest Act", Banjul.

REPUBLIC OF THE PHILIPPINES (2010), "An Act Providing for Sustainable Forest Management", SBN No. 3580 of February 2, Fourteenth Congress of the Republic of the Philippines – Third Regular Session, Manille.

REPUBLIC OF THE PHILIPPINES (1995), "Community-Based Forest Management Program", Administrative Order No. 96-29, Manille.

REPUBLIC OF THE PHILIPPINES (1991), "Revised Industrial Forest Plantation Management Regulations", Administrative Order No. 42 of August 22, Manille.

REPUBLIC OF UGANDA (2003), "National Forest and Tree Planting Act", No. 8 of 2003, Uganda Government Gazette, No. 37 of 2003, Acts Supplement No. 5, 8 August Kampala.

REPUBLIC OF THE UNION OF MYANMAR (1992), "Forest Law (State Law and Order Restoration Council Law)", No. 8/92 of November 03, Yangon, pp. 195-222.

REPUBLIC OF ZAMBIA (1999), "Forests Act", No. 7 of 1999, Supplement to the Republic of Zambia Government Gazette of 8 October, 1999, Lusaka.

RÉPUBLIQUE CENTRAFRICAINE (1991), « Décret fixant les modalités d'octroi des permis d'exploitation et d'aménagement en matière forestière », n° 91-018, Bangui.

RÉPUBLIQUE CENTRAFRICAINE (1990), « Loi portant Code forestier centrafricain », n° 90-003 Collection textes législatifs et réglementaires de la République centrafricaine, n° 3, Éditions Temmen 1991, Bangui.

RÉPUBLIQUE DE CÔTE D'IVOIRE (1965), « Loi portant Code forestier », n° 65-425, Lois et décrets de la Côte d'Ivoire, 1970, J.-B. Blaise, J. Nourgeon, Yamoussokro.

RÉPUBLIQUE DE GUINÉE (1999), « Loi adoptant et promulgant la loi portant Code forestier », n° L99/013/AN, Conakry.

RÉPUBLIQUE DE GUINÉE (1989), « Décret portant application du Code forestier », n° 227/PRG/SGG/89, FAL n° 39, 1990, p. 148 à 178. Journal officiel de la République de Guinée, 10 janvier 1990, Conakry.

RÉPUBLIQUE DE MADAGASCAR (1997), « Loi portant révision de la législation forestière », n° 97-017, Journal officiel de la République de Madagascar, 25 août, Antananarivo.

RÉPUBLIQUE DÉMOCRATIQUE DU CONGO (2006), « Arrêté ministériel fixant les procédures d'élaboration, d'approbation et de mise en œuvre des plans d'aménagement des concessions forestières de production de bois d'œuvre », n° 036/CAB/MIN/ECN-EF/2006, Journal officiel de la République démocratique du Congo n° 22, 15 novembre 2006, Kinshasa.

RÉPUBLIQUE DÉMOCRATIQUE DU CONGO (2002a), « Arrêté ministériel fixant la procédure d'établissement d'un plan d'aménagement forestier », n° CAB/MIN/AFF.-E.T/263/2002, Kinshasa.

RÉPUBLIQUE DÉMOCRATIQUE DU CONGO (2002b), « Loi portant Code forestier », n° 11-2002, Kinshasa.

RÉPUBLIQUE DU BÉNIN (1996), « Décret portant modalités d'application de la loi n° 93-009 du 2 juillet 1993 (régime des forêts en République du Bénin) », n° 96-271, Cotonou.

RÉPUBLIQUE DU BURUNDI (1985), « Loi portant Code forestier », n° 1-02, Bujumbura.

RÉPUBLIQUE DU CAMEROUN (2001), « Arrêté fixant les procédures d'élaboration, d'approbation, de suivi et de contrôle de la mise en œuvre des plans d'aménagement des forêts de production du domaine forestier permanent », n° 0222/A/MINEF, Yaoundé.

RÉPUBLIQUE DU CAMEROUN (1995), « Décret fixant les modalités d'application du régime des forêts », n° 95-531/PM, Yaoundé.

RÉPUBLIQUE DU CAMEROUN (1994), « Loi portant régime des forêts, de la faune et de la pêche », n° 94/01, FAL n° 44, 1995, Yaoundé.

RÉPUBLIQUE DU CONGO (2009), « Arrêté fixant les modalités de mise en œuvre du projet d'appui à la gestion durable des forêts du Congo », n° 5278, Journal officiel de la République du Congo n° 31, 30 juillet, Brazzaville.

RÉPUBLIQUE DU CONGO (2006), « Arrêté portant création, définition des Unités Forestières d'aménagement de la zone II [Shanga] du Secteur Forestier Nord et précisant les modalités de leur gestion et de leur exploitation », n° 8233, Journal officiel de la République du Congo n° 37, 1-7 octobre, Brazzaville.

RÉPUBLIQUE DU CONGO (2000), « Loi portant Code forestier », n° 16-2000, Brazzaville.

RÉPUBLIQUE FRANÇAISE (1976), « Loi relative à la protection de la nature », Assemblée nationale, Journal Officiel de la République française, Paris.

RÉPUBLIQUE GABONAISE (2001), « Loi portant Code forestier en République gabonaise », n° 016-01, Libreville.

RÉPUBLIQUE GABONAISE (1993), « Décret fixant les clauses générales et particulières des cahiers des charges en matière d'exploitation forestière », n° 1206/PR/MEFPE, Libreville.

RÉPUBLIQUE DU RWANDA (1988), « Loi portant organisation du régime forestier », n° 47/1988, Journal officiel de la République Rwandaise, 1 février 1989, Kigali.

RÉPUBLIQUE DU SÉNÉGAL (1999), « Décret portant Code forestier – partie réglementaire », n° 98-164, Dakar.

RÉPUBLIQUE TOGOLAISE (2008), « Loi portant Code forestier », n° 2008-09, Journal officiel de la République togolaise n° 20, 20 juin 2008, Lomé.

RICHARDS, J.F. (1990), "Land Transformation" in TURNER II, B.L., W.C. CLARK, R.W. KATES, J.F. RICHARDS, J.T. MATHEWS ET W.B. MEYER (EDS.), *The Earth as Transformed by Human Action*, Cambridge University Press, Cambridge, p. 732.

RICHARDS, P. (1985), *Indigenous Agricultural Revolution*, Westview Press, Hutchinson.

RICHARDS, P.W. (1952), *The Tropical Rain Forest*, Cambridge University Press, Cambridge.

RISHI, P. (2007), "Joint Forest Management in India: An Attitudinal Analysis of Stakeholders", *Resources, Conservation and Recycling*, 51 (2007), pp. 345-354.

RISHI, P. (2003), "What Actors Think of Joint Forest Management: A Perceptual Analysis", *International Forestry Review*, 5 (1), pp. 53-57.

RUSLANDI, O. VENTER et F.E. PUTZ (2011), "Overestimating Conservation Costs in Southeast Asia", *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9, pp. 542-544.

SACHS, I. (1980), *Stratégies de l'écodéveloppement*, Collection Développement et civilisations, Editions ouvrières, Paris.

SADLER, B. (1996), « L'évaluation environnementale dans un monde en évolution : Évaluer la pratique pour améliorer le rendement », Agence canadienne d'évaluation environnementale et International Association for Impact Assessment,, Étude internationale sur l'efficacité de l'évaluation environnementale. Rapport final, Hull.

SADLER, B. et R. VERHEEM (1996), *Strategic Environmental Assessment Status, Challenges and Future Directions*, Ministry of Housing Spatial Planning and the Environment, Publication No. 54, La Hague.

SALIM, A. et C.J.P. COLFER (2000), « Guide de notation et d'analyse pour l'évaluation du bien-être social », CIRAD et CIFOR, *Manuels de critères et indicateurs pour la gestion durable des forêts* n°7, Montpellier, Bogor.

SAMYN, J.-M., J. GASANA, E. POUSSE et F. POUSSE (2011), « Secteur forestier dans le bassin du Congo : 20 ans d'intervention de l'AFD », Évaluation *ex post*, AFD, Paris.
www.afd.fr/webdav/site/afd/shared/PUBLICATIONS/RECHERCHE/Evaluations/Evaluations-conjointes/Congo-forets-evaluation-conjointe.pdf

SCHLAGER, E. et E. OSTROM (1992), "Property-Rights Regimes and Natural Resources: a Conceptual Analysis", *Land Economics*, 68 (3), pp. 249-262.

SCHMITT, C.B., N.D. BURGESS, L. COAD, A. BELOKUROV, C. BESANCON, L. BOISROBERT, A. CAMPBELL, L. FISH, D. GLIDDON, K. HUMPHRIES, V. KAPOS, C. LOUCKS, I. LYSENKO, L. MILES, C. MILLS, S. MINNEMEYER, T. PISTORIUS, C. RAVILIOUS, M. STEININGER et G. WINKEL (2009), "Global Analysis of the Protection Status of the World's Forests.", *Biological Conservation*, 142 (2009), pp. 2122-2130.

SCHRECKENBERG, K., C. LUTTRELL et C. MOSS (2006), "Participatory Forest Management: an Overview", Overseas Development Institute, Output of the ODI project: "The Poverty-Forests Toolkit: Showing what Forests Mean to the Poor", Londres.

SCHRECKENBERG, K. et C. LUTTRELL (2009), "Participatory Forest Management: a Route to Poverty Reduction?", *International Forestry Review*, 11 (2), 221-238.

SCHULZE, M., J. GROGAN et E. VIDAL (2008), "Forest Certification in Amazonia: Standards Matter", *Oryx*, 42 (2), pp. 229-239.

SCHÜTZ, J.-P. (1990), *Sylviculture. Principe d'éducation des forêts, Tome 1*, Coll. Gérer l'environnement, Presses polytechniques et universitaires romandes, Lausanne.

SECRETARIAT OF THE CBD (2009), "Connecting Biodiversity and Climate Change: Mitigation and Adaptation. Report of the Second Ad Hoc Technical Expert Group on Biodiversity and Climate Change", CBD et UNEP, *Technical Series* No. 41, Montréal.

SEYMOUR, F. et E. FORWARD (2010), "Governing Sustainable Forest Management in the New Climate Regime", *WIREs Climate Change*, 1 (6), pp. 803-810.

SHVIDENKO, A., C.V. BARBER, R. PERSSON, P. GONZALEZ, R. HASSAN, P. LAKYDA, I. MCCALLUM, S. NILSSON, J. PULHIN, B. VAN ROSENBERG et B. SCHOLES (2005), "Forest and Woodland Systems" in PRESS, I. (Ed.) *Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystems and Human Well-being: Current State and Trends, Volume 1*, Washington, D.C., pp. 585-621.

SIMULA, M. (2008), "Financing Flows and Needs to Implement the Non-Legally Binding Instrument on All Types of Forests", Nations unies, Document prepared for the Advisory Group on Finance of the Collaborative Partnership on Forests with the support of the Program on Forests (PROFOR) of the World Bank, New-York.

SINGER, B. (2003), « Analyse comparative des politiques forestières tropicales en Europe, Allemagne, Finlande et Royaume-Uni », IDDRI, *Idées pour le débat* n°22-2004 – Ressources naturelles, Paris.

SINGH, V.S., D.N. PANDEY et N.P. PRAKASH (2011), "What Determines the Success of Joint Forest Management? Science-Based Lessons on Sustainable Governance of Forests in India", *Resources, Conservation and Recycling*, 56, pp. 126-133.

SIST, P. (2000a), « Les forêts tropicales du sud-est asiatique. Écologie et sylviculture », ENGREF, Montpellier.

SIST, P. (2000b), « Les techniques d'exploitation à faible impact », *Bois et forêts des tropiques*, 265 (3), pp. 31-43.

SIST, P. et F.N. FERREIRA (2007), "Sustainability of Reduced-Impact Logging in the Eastern Amazon", *Forest Ecology and Management*, 243 (2-3), pp. 199-209.

SMITH, J., K. MULONGOY, R. PERSSON et J. SAYER (2000), "Harnessing Carbon Markets for Tropical Forest Conservation: Towards a More Realistic Assessment", *Environmental Conservation*, 27 (3), pp. 300-311.

SMOUTS, M.-C. (2001), *Forêts tropicales, jungle internationale, Les revers de l'éco-politique mondiale*, Presses de Sciences Po, Paris.

SOCIALIST REPUBLIC OF VIETNAM (2004), "Law on Forest Protection and Development", Order No. 25/2004/L-CTN of December 14, 2004 on Law Promulgation, *Công Báo* No. 02, 02 25 janvier 2005, pp. 22-59, Hanoi.

SÖDERLUND, M. et A. POTTINGER (2001), Rio +8. Policy, *Practice and Progress Towards Sustainable Management*, Commonwealth Forestry Association, Oxford.

SOMMER, A. (1976), "Attempt at an Assessment of the World's Tropical Forests", *Unasylva*, 28 (112-113), pp. 5-25.

SPEARS, J. (1999), "Sustainable Forest Management: an Evolving Goal", PROFOR, Washington.

STOKES, E.J., S. STRINDBERG, P.C. BAKABANA, P.W. ELKAN, F.C. IYENGUET, B. MADZOKÉ, G.A.F. MALANDA, B.S. MOWAWA, C. MOUKOUMBOU, F.K. OUA KABADIO et H.J. RAINEY (2010), "Monitoring Great Ape and Elephant Abundance at Large Spatial Scales: Measuring Effectiveness of a Conservation Landscape", *PLoS ONE*, 5 (4), pp. 1-18.

STUPAK, I., B. LATTIMORE, B.D. TITUS et C. TATTERSALL SMITH (2011), "Criteria and Indicators for Sustainable Forest Fuel Production and Harvesting: A Review of Current Standards for Sustainable Forest Management", *Biomass and Bioenergy*, 35 (8), pp. 3287-3308.

SZARAZ, G. (2011), « La prise en considération de la dimension environnementale dans la détermination des possibilités forestières au Québec » in SIFEE (Ed.) *XVI^e Colloque international en évaluation environnementale*, 12-15 septembre, Yaoundé.

TASKIN, L. et M. DE NANTEUIL (2011), *Perspectives critiques en management : pour une gestion citoyenne*, De Boeck, Bruxelles.

TCHATAT, M., O. NDOYE et R. NASI (1999), « Produits forestiers autres que le bois d'œuvre (PFAB) : place dans l'aménagement durable des forêts denses humides d'Afrique centrale », CIRAD, CIFOR et Coopération française, Série FORAFRI – Document n° 18.

TEXIER, J. et B. KANTE (2005), « Tendances du droit forestier en Afrique francophone, hispanophone et lusophone », FAO – Service droit et développement, Étude législative n° 47, Rome.

THOMPSON, I., B. MACKAY, S. MCNULTY et A. MOSSELER (2009), "Forest Resilience, Biodiversity and Climate Change. A Synthesis of the Biodiversity/Resilience/Stability Relationship in Forest Ecosystems", Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Technical Series No. 43, Montréal.

TOZZI, P., S. GUÉNEAU et A. NDIAYE (2011), « Gouverner par les normes environnementales : jeux d'acteurs et de puissance dans la certification forestière », *Espaces et Sociétés*, 146 (3/2011), 19.

TSAYEM DEMAZE, M. (2010a), « Éviter ou réduire la déforestation pour atténuer le changement climatique : le pari de la REDD », *Annales de géographie*, 674 (4), pp. 338-358.

TSAYEM DEMAZE, M. (2010b), « Les mécanismes émergents de réduction ou d'évitement de la déforestation – Quelle contribution à la mitigation du changement climatique ? », *Espaces et Sociétés*, 29, pp. 15-20.

TSAYEM DEMAZE, M. (2008), « Les forêts tropicales en marge de la certification forestière », *Bois et forêts des tropiques*, 296 (2), pp. 83-98.

UE (2010), « Règlement du Parlement européen et du Conseil, du 20 octobre 2010, établissant les obligations des opérateurs qui mettent du bois et des produits dérivés sur le marché », Parlement européen, n° 995/2010, Strasbourg.

UNEP-WCMC (2008), "Carbon and Biodiversity. A Demonstration Atlas", in KAPOS, V., C. RAVILIOUS, A. CAMPBELL, B. DICKSON, H. GIBBS, M.C. HANSEN, I. LYSENKO, L. MILES, J. PRICE, J.P.W. SCHARLEMANN et K. TRUMPER, Cambridge.

UNEP-WCMC (2004), *Forest Information Center* (<http://www.unep-wcmc.org/>)

UNFF (2002), "The IPF and IFF Proposals for Action. Main Actors and Degree of Action", the Secretariat of the United Nations Forum on Forests, New-York.

UNITED REPUBLIC OF TANZANIA (2002), "Forest Act", No. 7 of 2002, Official Gazette, Acts Supplement No. 7 to Gazette No. 23, Dar es-Salaam, pp. 1159-1281.

UNITED REPUBLIC OF TANZANIA (1996), "Forest Resources Management and Conservation Act", No. 10, Legal supplement to the Zanzibar Government Gazette, Vol. No. 5769 of 6 December 1997, Dar es-Salaam.

U.S.A (2008), "Food, Conservation, and Energy Act", Congress, U.S., H.R. 6124, Washington, D.C.

U.S.A (1969), "National Environmental Policy Act", Senate, U.S., Washington, D.C.

VALEIX, J. (1999), « Quelle démarche d'aménagement retenir en forêt tropicale humide ? », *Revue Forestière Française*, 51 (sp), pp. 333-346.

VERMEULEN, S. et D. SHEIL (2007), "Partnerships for Tropical Conservation", *oryx*, 41 (4), 433-440.

VON SCHELIHA, S., B. HECHT et T. CHRISTOPHERSEN (2011), "La Diversidad Biológica y los Medios de Vida: Beneficios de REDD", Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ), Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica et Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, Eschborn.

WALKER, R. et T.E. SMITH (1993), "Tropical Deforestation and Forest Management under the System of Concession Logging: a Decision-Theoretic Analysis", *Journal of Regional Science*, 33 (3), pp. 387-419.

WANG, S. (2004), "One Hundred Faces of Sustainable Forest Management", *Forest Policy and Economics*, 6 (3-4), PP. 205-213.

WCED (1987), "Our Common Future – Report of the World Commission on Environment and Development", Oxford University Press, New York.

WERTZ-KANOUNNIKOFF, S. et M. KONGPHAN-APIRAK (2009), "Emerging REDD+: a Preliminary Survey of Demonstration and Readiness Activities", CIFOR, Working Paper No. 46, Bogor.

WIERSUM, K.F. (1995), "200 Years of Sustainability in Forestry – Lessons from History", *Environmental Management*, 19 (3), pp. 321-329.

WILLIAMS, M. (2006), *Deforesting the Earth: From Prehistory to Global Crisis. An Abridgement*, The University of Chicago Press, Chicago.

WWF (2010), "Forest Carbon Standards. A WWF Assessment Guide", WWF-Germany, Francfort.

YAO, A.C.Y. (2007), "Local Communities' Management and Floristic Diversity: The Case of the Monogaga Protected Forest, Côte D'Ivoire" in KELBESSA, E. et C. DE STOOP (Eds.), *Proceedings of the International Conference: "Participatory Forest Management (PFM), Biodiversity and Livelihoods in Africa*, UE, Addis-Abeba, pp. 107-117.

YASMI, Y., J. BROADHEAD, T. ENTERS et C. GENGE (2010), "Forest Policies, Legislation and Institutions in Asia and the Pacific, Trends and Emerging Needs for 2020.", USAID, RAFT, TNC, RECOFTC et FAO, Asia-Pacific Forestry Sector Outlook Study II. *Working Paper Series* No. APFSOS II/WP/2010/34, FAO, Bangkok.

YILDIZ, A.-T., S. SAIGAL, N. KAPOOR et A.B. CUNNINGHAM (1999), "Joint Management in the Making: Reflections and Experiences", UNESCO, *People and Plants Working Paper* No. 7.

ZARIN, D.J., M.D. SCHULZE, E. VIDAL et M. LENTINI (2007), "Beyond Reaping the First Harvest: Management Objectives for Timber Production in the Brazilian Amazon", *Conservation Biology*, 21 (4), pp. 916-925.

ZON, R. et W.N. SPARHAWK (1923), *The Forest Resources of the World*, McGraw-Hill Book Co, New-York.

Précédentes publications de la collection

- À SAVOIR N° 1 : La régulation des services d'eau et d'assainissement dans les PED
The Regulation of Water and Sanitation Services in DCs
- À SAVOIR N° 2 : Gestion des dépenses publiques dans les pays en développement
Management of public expenditure in developing countries
- À SAVOIR N° 3 : Vers une gestion concertée des systèmes aquifères transfrontaliers
Towards concerted management of cross-border aquifer systems
- À SAVOIR N° 4 : Les enjeux du développement en Amérique latine
Development issues in Latin America
- À SAVOIR N° 5 : Transition démographique et emploi en Afrique subsaharienne
Demographic transition and employment in Sub-Saharan Africa
- À SAVOIR N° 6 : Les cultures vivrières pluviales en Afrique de l'Ouest et du Centre
Rain-fed food crops in West and Central Africa
- À SAVOIR N° 7 : Les paiements pour services environnementaux
Payments For Ecosystem Services
- À SAVOIR N° 8 : Les accords de libre-échange impliquant des pays en développement ou des pays moins avancés
- À SAVOIR N° 9 : Comment bénéficier du dividende démographique ?
La démographie au centre des trajectoires de développement
How Can We Capitalize on the Demographic Dividend?
Demographics at the Heart of Development Pathways
- À SAVOIR N° 10 : Le risque prix sur les produits alimentaires importés –
Outils de couverture pour l'Afrique
- À SAVOIR N° 11 : La situation foncière en Afrique à l'horizon 2050
- À SAVOIR N° 12 : L'agriculture contractuelle dans les pays en développement –
une revue de littérature
Contract Farming in Developing Countries – A Review
- À SAVOIR N° 13 : Méthodologies d'évaluation économique du patrimoine urbain :
une approche par la soutenabilité
- À SAVOIR N° 14 : Assurer l'accès à la finance agricole
Creating Access to Agricultural Finance – Based on a horizontal study of Cambodia, Mali, Senegal, Tanzania, Thailand and Tunisia
- À SAVOIR N° 15 : *The Governance of Climate Change in Developing Countries*
- À SAVOIR N° 16 : Renforcer la mesure sur la qualité de l'éducation
- À SAVOIR N° 17 : Gérer l'instabilité des prix alimentaires dans les pays en développement
Managing food price instability in developing countries

Qu'est-ce que l'AFD ?

Établissement public, l'Agence Française de Développement (AFD) agit depuis soixante-dix ans pour combattre la pauvreté et favoriser le développement dans les pays du Sud et dans l'Outre-mer. Elle met en œuvre la politique définie par le Gouvernement français.

Présente sur quatre continents où elle dispose d'un réseau de 70 agences et bureaux de représentation dans le monde, dont 9 dans l'Outre-mer et 1 à Bruxelles, l'AFD finance et accompagne des projets qui améliorent les conditions de vie des populations, soutiennent la croissance économique et protègent la planète : scolarisation, santé maternelle, appui aux agriculteurs et aux petites entreprises, adduction d'eau, préservation de la forêt tropicale, lutte contre le réchauffement climatique...

En 2012, l'AFD a consacré plus de 6,9 milliards d'euros au financement d'actions dans les pays en développement et en faveur de l'Outre-mer. Ils contribueront notamment à la scolarisation de 10 millions d'enfants au niveau primaire et de 3 millions au niveau collège, et à l'amélioration de l'approvisionnement en eau potable pour 1,79 million de personnes. Les projets d'efficacité énergétique sur la même année permettront d'économiser près de 3,6 millions de tonnes d'équivalent CO₂ par an.

www.afd.fr

La gestion durable des forêts tropicales

De l'analyse critique du concept à l'évaluation environnementale des dispositifs de gestion

Le phénomène actuel de déforestation est aujourd'hui qualifié d'« *alarmant* » par l'Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO), notamment en zone tropicale. Tout le monde parle pourtant de « *gestion durable des forêts* » et ce depuis le début des années 1990. Un certain flou semble néanmoins persister autour de ce terme consacré. Comment ce concept tant répandu a-t-il émergé ? Qu'est ce que la gestion durable des forêts tropicales ? Comment se matérialise-t-elle concrètement sur le terrain, dans les législations des pays tropicaux concernés et dans les dispositifs et pratiques mis en œuvre ? Quelle est son efficacité environnementale ?

Telles sont les questions traitées dans cet ouvrage basé sur une approche théorique en sciences de gestion, l'analyse bibliométrique de plus de 2 500 références et sur une quarantaine d'entretiens menés auprès d'acteurs clés de la « *gestion durable des forêts* ». Il offre ainsi au lecteur un éclairage analytique nouveau sur ce concept et sa dimension environnementale en lui proposant un panorama complet de ce qui est aujourd'hui promu en zone tropicale sous le terme de gestion durable des forêts, tout en lui permettant d'analyser dans quelle mesure cette dernière a permis (ou pas) de prendre en charge les enjeux environnementaux auxquels sont confrontés ces forêts.

AUTEURS

Maya LEROY
AgroParisTech
maya.leroy@agroparistech.f

Géraldine DERROIRE
AgroParisTech
afpe6d@bangor.ac.uk

Jeremy VENDÉ
AgroParisTech
vende.jeremy@gmail.com

Tiphaine LEMÉNAGER
Agence Française de Développement, AFD
lemenagert@afd.fr

CONTACT

Tiphaine LEMÉNAGER
AFD
lemenagert@afd.fr