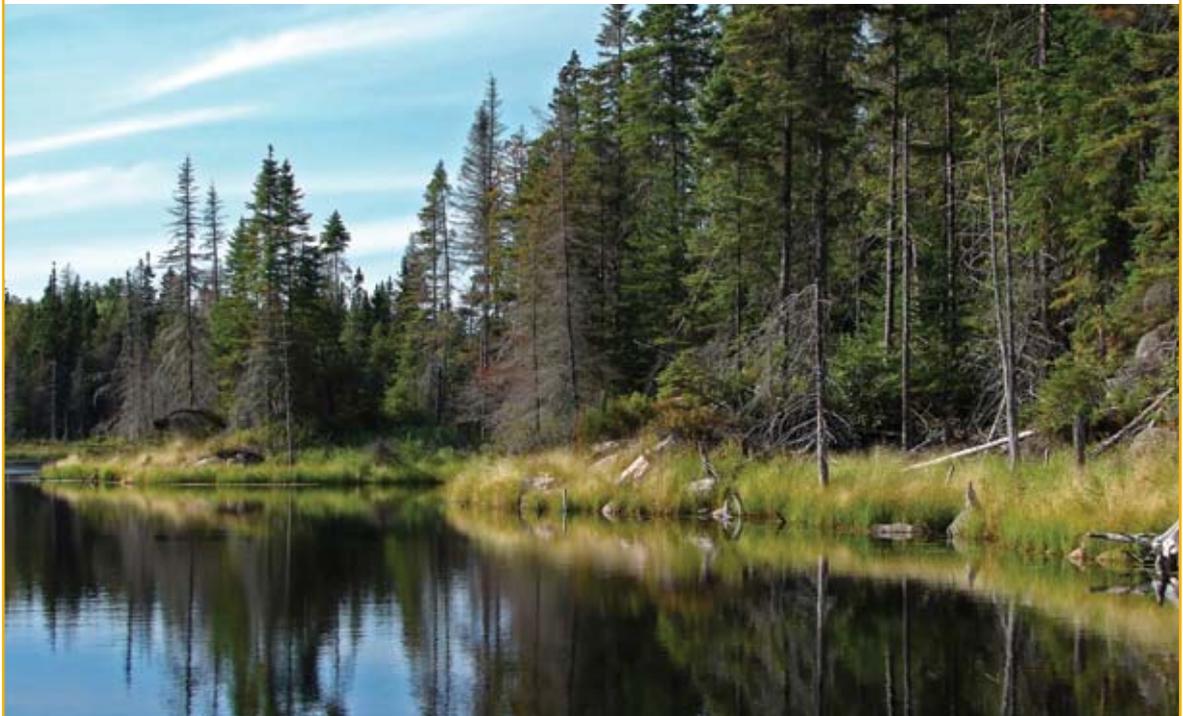


Chapitre 3



Les services d'appui et de régulation



Chapitre 3. Les services d'appui et de régulation



Crédits photo : Sylvie Bouchard

Lac de la forêt boréale au Québec

« J'ai pour toi un lac, quelque part au monde, un beau lac tout bleu » (Gilles Vigneault).

Les services de régulation de la forêt incluent le rechargement des nappes, la protection contre les crues et l'érosion, la régulation du climat local et global, son rôle dans le cycle de l'eau est généralement sous-estimé.

Chapitre 3. Les services d'appui et de régulation

Table des matières

Résumé	4
3.1 Introduction : Prise en compte des services écosystémiques dans l'économie verte	
Anada TIEGA	12
Encadré 1. Pour une gestion durable des forêts marocaines : cas d'une étude de recherche sur les indicateurs de ruissellement et d'érosion dans le bassin versant de Bouregreg	
Najoua BENSALAH	23
3.2 Les forêts de mangroves: aperçu de leurs services et de leur rôle de stabilisateur des zones côtières fragiles	
Anada TIEGA et Paul OUEDRAOGO	25
3.3 Les forêts des petits états insulaires en développement	
Kouraichi Said HASSANI, Abdoul OUSMANE DIA et Youssouf ABOULHOUDA	41
3.4 Évaluation des bénéfices économiques associés à la création du Parc National de l'Ivindo au Gabon	
Guillaume LESCUYER	54
3.5 Forest biodiversity: exploring benefits and risks from REDD+ in the Democratic Republic of the Congo	
Monika BERTZKY	62
3.6 Déforestation et changement climatique : agir sur les causes, ce que le marché (carbone) ne peut faire	
Alain KARSENTY	78
Encadré 2. Les paiements pour Services Environnementaux comme instruments de la mise en œuvre de REDD+	
Alain KARSENTY	83
3.7 Gestion de la Biodiversité dans les Paysages de Montagne. Concilier Conservation et Développement dans les systèmes agroforestiers des Ghats occidentaux (Inde) Claude GARCIA, Delphine MARIE-VIVIEN, C.G. KUSHALAPPA, Philippe VAAST	87

Liste des figures

Figure 1.	Évaluation comparative de la capacité de stockage du carbone pour différents types de zones humides (Source : Ramsar, 2011)	17
Figure 2.	Le Site Ramsar de Ciénaga Grande de Santa Marta (Source : Ramsar, 2011)	18
Figure 3.	Valeur présente nette en dollars par hectare.....	18
Figure 4.	Évolution de la couverture forestière en % du Costa Rica de 1940 à 1983	19
Figure 5.	Carte de la distribution mondiale des Mangroves.....	26
Figure 6.	Répartition des superficies totales de mangroves selon les régions.....	26
Figure 7.	Situation géographique des petits états insulaires francophones étudiés.....	41
Figure 8.	Évolution combinée du changement de couvert forestier et du taux d'accroissement de la population des PEID francophones	46
Figure 9.	Localisation du Parc National de l'Ivindo	54
Figure 10.	La valeur économique totale du PNI avec conservation	56
Figure 11.	La valeur économique totale du PNI sans conservation	56
Figure 12.	Les chutes de Kongou (source : Lescuyer)	57
Figure 13.	Distribution des avantages économiques totaux non actualisés selon les 2 scénarios	61
Figure 14.	Location of the Democratic Republic of the Congo in Sub-Saharan Africa	65
Figure 15.	Biomass carbon, occurrence ranges of eastern gorilla, common chimpanzee and bonobo and Important Bird Areas (data sources: Caldecott and Miles, 2005, BirdLife International, 2011)	68
Figure 16.	Designated and proposed protected areas in the DRC (data source: ICCN et al., 2009)	69
Figure 17.	Percentage of the area of eastern gorilla, bonobo and common chimpanzee ranges of occurrence and IBAs within designated and proposed protected areas (PAs) and outside of both	70
Figure 18.	Forest cover loss between 2000 and 2010 (red) and areas within 480m of areas affected by forest cover loss (green) (data source: Forêts d'Afrique Centrale Évaluées par Télédétection (FACET), 2010).....	71
Figure 19.	Prix annuels du soja, du bétail et déforestation en Amazonie brésilienne, 1990-2007	81
Figure 20.	Localisation géographique du district de Kodagu et dynamiques du couvert boisé de 1977 à 2007.....	88
Figure 21.	Densité des arbres dans les plantations.....	90
Figure 22.	Courbe d'accumulation des espèces arborées.....	91
Figure 23.	Abondance relative des espèces arborées les plus fréquentes.	91
Figure 24.	Analyse en Composante Principale (ACP) sur les principales variables de structure et composition de la canopée du système agroforestier	92
Figure 25.	Certification. Exemples d'utilisation du nom géographique dans des marques commerciales.	94
Figure 26.	Planteurs de café pendant un des ateliers de modélisation d'accompagnement	96
Figure 27.	Évolution de la proportion de <i>Grevillea robusta</i> dans les plantations sous 2 scénarios différents.	97

Liste des tableaux

Tableau 1.	Les plus grandes mangroves quasi-ininterrompues du monde.....	27
Tableau 2.	Répartition et évolution du couvert forestier (x1000 ha) de 1990 à 2010 dans les PEI océaniques francophones (FAO, 2010)	43
Tableau 3.	Proportion relative du couvert forestier par rapport aux superficies des PEID en 2010.....	44
Tableau 4.	Taux de changement de couvert forestier pour les périodes 1990-2000 et 2000-2010.....	45
Tableau 5.	Évolution de la population (X1000) des PEI entre 1990-2010	45
Tableau 6.	Évolution de la production de bois de chauffage (m ³) dans les PEID de 1990-2010.....	47
Tableau 7.	Consommation d'électricité en 2000 et 2010 en kWh/habitant	47
Tableau 8.	Valeur économique du massif forestier selon le scénario « avec PNI ».....	59
Tableau 9.	Valeur économique du massif forestier selon le scénario « sans PNI ».....	60
Tableau 10.	Comparaison des avantages économiques actualisés des 2 scénarios	60
Tableau 11.	Number of known and threatened species of the DRC by taxonomic group (1 Ministère de l'Environnement Conservation de la Nature et Tourisme, 2009; 2IUCN, 2011)	66
Tableau 12.	Les 4 grandes architectures possibles pour REDD+.....	79

Résumé

Sous la direction d'Anada Tiega, Secrétaire Général de la Convention de Ramsar sur les Zones Humides dont le siège est à Gland, Suisse, ce chapitre nous présente les fonctions cachées de la forêt et les services de régulation qu'elles appuient que l'économie actuelle peine à prendre en considération, celle-ci ne s'intéressant qu'aux bénéfices économiques des services d'approvisionnement.

L'auteur nous rappelle d'abord que nous vivons dans un monde d'interdépendance de plus en plus ressentie entre les composantes du monde vivant, en particulier entre l'environnement biophysique (micro-organismes, champignons, végétaux et animaux, sous-sols, sols, air et eau) et les milieux humains (organisations sociales, économiques et culturelles). Par exemple, tous les types de forêts sont parsemés de fleuves, de rivières, de lacs et de ruisseaux qui agissent en symbiose avec la végétation et le sol riverains. Cette interaction entre les forêts, l'eau, les sols et la biodiversité est trop souvent ignorée. Pourtant, les communautés qui vivent dans la forêt ou celles qui vivent en aval dépendent pour leur approvisionnement d'eau en qualité et en quantité, du maintien de forêts en bonne santé. De même, ce sont les forêts qui créent les sols sur lesquels se pratiquera l'agriculture et qui stockent une partie de l'excédent de CO₂ produit par les activités anthropiques.

La majorité des politiques et des méthodes d'évaluation économique rendant les utilisations non forestières des terres (agriculture, urbanisation, extraction du sous-sol) plus rémunératrices que les activités forestières, il est à craindre que les pertes de services environnementaux qui résultent de ces transformations de la forêt pour d'autres spéculations ne feront qu'intensifier les pressions poussant au déboisement et à la surexploitation des surfaces forestières subsistantes ce qui ne peut que réduire les capacités d'adaptation dérivées des forêts. Il serait donc essentiel de maintenir les forêts en bon état, si celles-ci doivent être utilisées par les communautés pour s'adapter.

Les politiques du passé, orientées vers la maximisation du rendement d'une vocation (exploitation, conservation), tendaient à négliger, ou même à exclure, les communautés qui y trouvaient de quoi satisfaire leurs besoins. Dans une économie verte, on devrait chercher à mettre en place des dispositions propres à faciliter la génération et le partage équitable des avantages tirés des forêts. Toutefois, sans la reconnaissance juridique de leurs droits sur les territoires forestiers et sans retour financier et socio-culturel des activités qui s'y déroulent, les populations locales ne montreront ni intérêt ni courage pour protéger et développer les forêts. Puisque ces populations ne sont pas les seules à pouvoir bénéficier des services écosystémiques rendus par des forêts en santé, les autres bénéficiaires devraient contribuer aussi à leur maintien.

Les scientifiques ne sont pas en mesure d'énoncer avec certitude des relations de cause à effet entre l'état d'un écosystème et la fourniture effective d'un service, soit parce que les

connaissances sont insuffisantes, soit parce que les systèmes considérés sont par nature imprédictibles. Mais cette difficulté de quantification n'enlève rien à la valeur de ces services et l'économie verte devrait se faire un point d'honneur à les reconnaître.

Par exemple, les forêts continentales et les zones humides boisées jouent un rôle crucial dans le cycle mondial de l'eau – le cycle de l'eau douce qui assure la pérennité de la vie. Les forêts ont un effet significatif sur le taux d'évapotranspiration de l'eau vers l'atmosphère qui, à son tour, affecte les précipitations. Ce qui importe, ce n'est pas seulement d'accepter que les forêts jouent ce rôle critique, mais plutôt de mieux comprendre et tenir compte du fait que d'autres formes de végétation ne peuvent remplacer les forêts et produire le même effet. Il en va de même pour la plupart des services rendus par une forêt en santé.

La reconnaissance des services écosystémiques rendus à l'humanité par la forêt est un thème émergent qui devra interpeller l'économie verte, si celle-ci veut contribuer à la réduction de la pauvreté et au développement durable. Même si l'on note d'importantes incertitudes sociétales associées au concept, c'est-à-dire l'existence de perceptions différenciées, voire contradictoires, avec des controverses d'une part autour du concept même de service et de la place de l'homme dans les écosystèmes, et d'autre part autour des dispositifs de gouvernance issus de ce concept, tels que les paiements pour services environnementaux, ces derniers devront trouver leur place dans l'économie verte.

La Francophonie peut contribuer à aider ses membres à légiférer sur la forêt, l'eau et les services écosystémiques afin d'avoir des politiques et un cadre juridique efficaces sur la foresterie. Elle peut aussi contribuer à développer des méthodes visant explicitement à mettre en débat conjointement les incertitudes scientifiques et sociétales associées au concept de services écosystémiques des forêts, en amont de tout dispositif politique ou de gestion reposant sur ce concept.

Élever significativement le niveau de bien-être de l'humanité et répondre aux besoins d'une population mondiale en forte progression, tout en assurant l'intégrité des ressources naturelles, particulièrement les forêts, est un des principaux défis que doivent relever plusieurs institutions à travers leur politique de développement. L'économie verte y parviendra-t-elle, cela reste à prouver.

Ce chapitre comporte six études de cas : la première explore l'importance des forêts de mangroves dans le monde, la deuxième s'intéresse à l'importance des forêts pour les petits états insulaires, la troisième porte sur la valeur économique totale d'un parc au Gabon, la quatrième examine le potentiel du mécanisme REDD+ dans les forêts du bassin du Congo, la cinquième explore les limites de la notion de REDD+ et la dernière relate les résultats d'une recherche sur le paiement des services écosystémiques en Inde.

Paul Ouédraogo et Anada Tiega de la Convention Ramsar présentent un portrait mondial des forêts de mangroves et un aperçu des biens et services fournis par ces forêts ripariennes.

L'article aborde leur rôle essentiel dans l'alimentation humaine et la protection des zones côtières fragiles. Ils exposent que les mangroves remplissent des fonctions critiques liées à la régulation de l'eau douce, des nutriments et des sédiments dans les zones marines. En piégeant et en stabilisant les sédiments fins, les mangroves contrôlent la qualité des eaux marines côtières.

Les mangroves sont aussi extrêmement importantes dans le maintien des réseaux trophiques côtiers et des populations d'animaux qui en dépendent à différents stades de leur cycle de vie, comme les oiseaux, les poissons et les crustacés. Les mangroves ont un rôle important dans le contrôle de la pollution grâce à leur capacité d'absorption des polluants organiques et des nutriments et elles jouent un rôle vital dans la protection contre les tempêtes et la stabilisation du littoral.

Trois des fonctions écologiques les plus importantes des mangroves sont le stockage de carbone, la fourniture de ressources alimentaires directe via un réseau alimentaire détritique et un habitat pour une grande variété de poissons et d'invertébrés, qui sont à leur tour les ressources alimentaires pour de nombreuses espèces d'oiseaux, de reptiles (crocodiles) et de mammifères rares tels que le tigre du Bengale.

Les auteurs appellent la Francophonie à jouer un rôle fédérateur pour encourager des actions à grande échelle, incluant des actions communes transfrontalières à l'échelle des bassins hydrologiques. Ce serait une contribution précieuse pour le développement durable.

Kouraichi Said Hassani présente le cas des forêts des petits pays insulaires de la Francophonie. Ces dernières, en apparence peu importantes au plan économique ont une valeur énorme pour ces pays. En raison de la topographie accidentée des îles d'origine volcanique, elles présentent une stratification en altitude et à mesure qu'on s'éloigne de la mer. Ainsi, combinée au fort taux d'endémisme caractéristique des îles, cette situation favorise une biodiversité exceptionnelle. Pour des populations croissantes, les usages traditionnels comme le bois de feu sont nécessairement limités sous peine de voir disparaître ces forêts. Par ailleurs, elles jouent un rôle crucial dans la protection des zones de captage des nappes phréatiques, donc dans la sécurité des approvisionnements en eau douce. Menacées par l'augmentation des effectifs humains, par la montée du niveau de la mer et par les tempêtes tropicales toujours plus violentes en raison des changements climatiques, l'importance de ces forêts dépasse de loin la simple fourniture de produits économiques.

Guillaume Lescuyer, chercheur au CIRAD, présente ensuite une étude de cas qui vise à déterminer la valeur économique totale (VET) du Parc national Ivindo (PNI) au Gabon. Le but de cette double estimation est de savoir si les bénéfices attendus du parc national - c'est-à-dire la VET du scénario avec PNI - sont bien supérieurs à ceux qui auraient découlé d'une utilisation standard de ce massif forestier - c'est-à-dire la VET du scénario sans PNI.

Le concept de VET est encore peu utilisé en Afrique centrale. Il regroupe tous les bénéfices économiques à attendre d'un « actif naturel » et se compose schématiquement de plusieurs

catégories de valeur : (1) les valeurs d'usage direct et indirect représentent les avantages tirés de l'environnement par l'utilisation directe ou indirecte que les agents économiques font des ressources de l'environnement; (2) la valeur d'option correspond à la valeur attribuée à un usage potentiel futur; (3) les valeurs de non-usage regroupent les bénéfices associés au maintien dans le temps de la disponibilité d'un bien, sans que celui-ci soit destiné à être utilisé.

La comparaison de ces deux VET indique clairement la prédominance, en termes de bien-être économique, du scénario « avec PNI » sur le scénario « sans PNI ». Selon cette analyse, l'instauration du PNI génère plus de bien-être pour la société humaine que l'option de son exploitation, mais cette conclusion est fortement dépendante de la prise en considération de la fonction écologique de séquestration de carbone.

Si le scénario sans PNI répartit de manière à peu près égale les bénéfices entre État, populations et opérateurs privés, le scénario avec PNI bénéficie majoritairement à la communauté internationale, principalement en raison de la valeur écologique et de la valeur de non-usage offertes par le PNI. Ainsi, si le scénario avec PNI offre bien la VET la plus élevée et constitue donc l'option économiquement optimale, la répartition de ses bénéfices spécifiques milite pour une prise en charge internationale du fonctionnement du PNI.

L'estimation de la VET du PNI n'est pas un résultat définitif : cette information ne prend tout son sens que dans un processus itératif de gestion de ce parc national. L'intérêt de l'évaluation économique totale est de pouvoir intégrer des évolutions initialement imprévues et d'alimenter ainsi le processus de décision sur la gestion durable (et économiquement optimale) du PNI. L'objectif premier de calculer la VET du PNI ne doit donc pas être de justifier a posteriori un choix de gestion, mais de permettre aux acteurs de discuter a priori des modalités d'aménagement du PNI dans un contexte changeant. Elle peut alors constituer un élément important de discussion entre acteurs et améliorer, à peu de frais, la prise de décision.

Dans une optique où l'économie verte suppose une rétribution des services écosystémiques, il serait logique, à la lumière de cette analyse, que la communauté internationale soit redevable de la création de parcs dans des zones où ces derniers permettent le maintien ou l'amélioration des fonctions qui justifient ces services. La création d'un Fonds climat dans le cadre de la Convention-cadre des Nations Unies sur les changements climatiques (CCNUCC) devient un outil intéressant pour permettre aux pays et aux communautés, qui se privent d'un produit économique immédiat pour créer des aires protégées, de recevoir des compensations qui les incitent à préserver ces fonctions.

Monika Bertzky de World Conservation Monitoring (WCMC-UNEP) et ses collègues du Ministère de l'Environnement, Conservation Nature de la RDC et de l'Observatoire Satellital des Forêts (OSFAC) à partir des données collectées sur le terrain et d'analyses d'images satellitaires du bassin du Congo, ont tenté de déterminer les bénéfices et les risques du mécanisme pour la Réduction des Émissions liées à la Déforestation et à la Dégradation des forêts, la conservation

des stocks de carbone forestier, l'aménagement durable des forêts et l'augmentation des stocks de carbone forestier (REDD+). En effet, même si l'on présume que le maintien et la bonne gestion des stocks de carbone forestier peuvent jouer un rôle significatif dans la lutte aux changements climatiques, les pressions demeurent fortes sur les forêts tropicales, surtout dans les pays en développement. La CCNUCC a développé le REDD+ comme mécanisme pour atténuer ce problème en récompensant des activités forestières qui diminuent les émissions de CO₂ et favorisent sa captation. Le REDD+ peut amener des bénéfices sur plusieurs plans, pour le climat, pour les gens et pour l'environnement. Par exemple, la réduction de la déforestation et de la dégradation des forêts peut favoriser la biodiversité des massifs forestiers et contribuer au maintien des services écosystémiques. Mais il y a aussi des risques au REDD+ qu'il convient d'éviter. Par exemple, des plantations d'espèces exotiques visant à augmenter les stocks de carbone pourraient avoir des effets pernicioeux sur la biodiversité locale.

Plusieurs pays en voie de développement se préparent à mettre en œuvre le REDD+ et se sont fixé des objectifs pour des bénéfices multiples. Pour y arriver, ils devront intégrer à leur planification l'identification d'options préférables en rapport avec leur contexte national spécifique, leurs priorités et leurs besoins. Des analyses spatiales et la cartographie des risques et bénéfices escomptés du REDD+ peuvent les aider à prendre des décisions sur l'opportunité de faire certains projets. Les auteurs ont effectué une telle analyse pour explorer les bénéfices ancillaires pour la biodiversité de projets REDD+ et en présentent ici les bénéfices pour la République démocratique du Congo.

Les résultats confirment qu'il existe un fort potentiel de bénéfices pour la biodiversité associés à la mise en œuvre de projets de REDD+ dans ce pays. En effet, les régions qui contiennent les plus forts stocks de carbone se superposent à l'aire de répartition de trois espèces de grands primates ainsi qu'avec d'importantes zones d'intérêt pour les oiseaux sauvages. Les aires protégées de RDC peuvent ainsi contribuer à maintenir à la fois les stocks de carbone biogénique et des éléments uniques de la biodiversité du pays. Cependant, leur contribution réelle dépend de la façon dont on pourra réduire les pressions anthropiques comme la déforestation dans ces mêmes zones (voir l'article de Carlos de Wasseige au chapitre 5).

La cartographie des pertes récentes de couvert forestier identifie les zones où la déforestation est la plus susceptible de se produire dans un proche avenir. Ce sont aussi les zones dans lesquelles il serait le plus urgent d'entamer des projets de REDD+. Ce type d'analyse spatiale peut être utile à plusieurs égards pour s'assurer que la mise en œuvre du REDD+ entraîne de multiples bénéfices. On peut par exemple l'utiliser dans le développement de politiques sociales et environnementales à l'échelle nationale, en éclairant les analyses coûts-bénéfices du REDD+ ou simplement en s'en servant pour la communication de la portée des bénéfices multiples du REDD+. Ces analyses pourront être raffinées lorsque de meilleures données sur les stocks de carbone dans la biomasse et sur les services écosystémiques seront disponibles.

Cette étude montre que l'économie verte, pour rendre justice aux services des écosystèmes, devra se baser sur des évaluations scientifiques de haute qualité qui pourront être réalisées grâce à des moyens techniques sophistiqués, mais permettront de choisir les solutions les plus attrayantes eu égard aux bénéfices multiples qui peuvent être escomptés d'un projet. Il faudra sans doute, pour soutenir les efforts des pays en développement à cet égard, que la Francophonie favorise la coopération internationale dans le domaine de la télédétection et de l'analyse spatiale.

L'étude de cas rédigée par Alain Karsenty, économiste au CIRAD, présente une réflexion sur les limites du REDD+. Bien que ce mécanisme ait fait son chemin depuis la conférence de Bali (2008) jusqu'à celle de Durban (2011), la question de la « déforestation évitée » constitue toujours l'un des dossiers délicats des négociations climatiques, qui doivent proposer un régime « climat » post-Kyoto. Mécanisme de marché « récompensant » les acteurs, ou fonds permettant de financer des réformes s'attaquant aux causes, le débat n'a pas été tranché par la récente conférence de Durban : les deux options figurent comme des options possibles dans le texte sur la REDD+.

Les projets forestiers sont relativement complexes à mettre en œuvre dans les marchés du carbone (voir l'article de Jean-François Boucher au chapitre 5). Dans le cadre du Protocole de Kyoto, le Mécanisme de développement propre (MDP) permettait de tels projets. Seuls 36 de ces projets ont été enregistrés sur 3800 (en janvier 2012). Quant aux projets MDP autres que forestiers, on sait maintenant que nombre d'entre eux n'ont pas respecté les règles requises pour la construction des scénarios de référence au regard desquels on juge les réductions d'émissions imputables au projet. Cela interroge sur la capacité de plusieurs pays en développement de répondre aux exigences de ce type de marché dans l'état actuel des choses. On peut donc s'inquiéter à juste titre pour l'ajout du REDD+ dans l'arsenal de la lutte aux changements climatiques post-Kyoto.

L'auteur énumère les limites d'un système basé sur le marché. Il donne par la suite les conditions gagnantes pour un mécanisme de paiement pour services environnementaux (PSE) sous forme de contrats rémunérant de manière compétitive les acteurs de terrain. Le paiement pour des actions concrètes et mesurables devrait se faire à partir d'un financement international appuyant des politiques de transformation agro-foncières qui renforcent le droit foncier des paysans. Cette formule est selon son analyse la seule qui puisse réellement limiter la déforestation et contribuer à la réduction de la pauvreté.

En effet, reconnaître aux communautés vivant dans les forêts des droits fonciers opposables les aidera à faire face aux dynamiques montantes d'accaparement des terres menées par des groupes d'agrobusiness à la recherche d'espaces boisés peu peuplés. La gouvernance est aussi une question clé : financer la réorganisation de l'administration forestière et des systèmes de contrôle peut s'avérer déterminant. Comme nous le verrons au chapitre 5, le renforcement de la

justice est également nécessaire : de nombreuses lois défendent la forêt, mais elles sont trop souvent violées en toute impunité.

L'avenir de REDD+ est extrêmement incertain, du moins en tant que mécanisme multilatéral unifié. L'architecture et les règles de gouvernance de cet instrument n'ont toujours pas été déterminées et trouver un consensus semble extrêmement difficile.

La multiplication des projets REDD+ doit sans doute plus être analysée sous l'angle d'opportunités de court terme, conduites sous le parapluie emblématique de la REDD+, qui tend à devenir une « marque ». Il est difficile de penser que ceci pourrait constituer les prémices d'un régime régulé qui pourrait traiter les moteurs de la déforestation. Et sans un accord général dans la négociation climatique pour une nouvelle période d'engagement, les chances de voir émerger un marché et un mécanisme REDD+ basé sur les performances dans un régime régulé sont encore plus faibles. Mais pour un mécanisme REDD+ appuyé sur des fonds publics, les perspectives peuvent être différentes.

Une dernière étude de cas dans ce chapitre est signée par l'équipe de Claude Garcia du CIRAD. Elle se situe dans les Ghâts occidentaux, une région montagneuse de l'Inde. Les auteurs constatent d'abord qu'au vu du déclin généralisé de la biodiversité, dans un contexte de croissance démographique, le défi est de parvenir à conserver la biodiversité en dehors des aires protégées, dans des paysages dédiés à la production de biens, en particulier alimentaires. Le concept des services écosystémiques associé à des mécanismes de marché appliqués à la gestion des ressources naturelles ouvre des voies prometteuses pour concilier conservation et développement.

Dans le système écologique et social des Ghâts où les enjeux de production et de conservation sont forts, différents acteurs lancent des initiatives pour concilier ces deux dimensions selon diverses approches. Les auteurs en ont retenu trois. La première repose sur la certification et autres outils de marché similaires pour restituer aux producteurs une partie de la valeur des services écosystémiques générés dans leurs exploitations. Le second est axé sur les droits et la gouvernance des ressources naturelles, dans ce cas les arbres des plantations. La troisième approche repose sur des mécanismes de paiement pour services environnementaux. Prometteuse, elle en est néanmoins à ses balbutiements sur ce terrain.

Dans la zone à l'étude, les espaces boisés ont été convertis en plantations. Le sous-bois a été remplacé par des caféiers et la canopée éclaircie. Cependant, les plantations de caféiers conservent un couvert arboré important, y compris d'espèces de la forêt originelle. La densité des arbres dans les plantations de caféiers est importante. Les raisons de la forte densité arborée dans les caféières sont nombreuses. Les types de tenure foncière et les droits sur les arbres spécifiques au district contraignent les choix des planteurs. La richesse et la diversité du système de production sont aussi remarquables. Cette richesse importante est due au fait que de

nombreuses espèces de la forêt sempervirente humide originelle ont été conservées lors de la conversion des forêts en plantations.

Trois grandes dynamiques sont actuellement observables : (1) la conversion des forêts en plantations de caféiers (maintenant presque aboutie puisque ne subsistent pratiquement que les forêts sous contrôle de l'État), (2) le remplacement des espèces natives de couverture par une seule espèce, le *Grevillea robusta*, et (3) la diminution du couvert arboré et l'intensification des plantations. Ces tendances vont à l'encontre du maintien de la biodiversité dans l'écosystème agroforestier. L'étude s'intéresse à quatre services écosystémiques : la capacité de recharge de la nappe phréatique et l'infiltration de l'eau dans le sol; la conservation de la biodiversité, le stockage de carbone et la beauté paysagère.

Dans tous les cas, l'innovation et les changements dans les systèmes de gestion ne peuvent avoir lieu que si des champions portent les initiatives localement. Il faut ensuite que les contraintes, opportunités et savoirs locaux soient parfaitement intégrés à la réflexion, faute de pouvoir remporter l'adhésion des premiers concernés, les planteurs. Afin de construire une alliance durable entre le monde de la conservation et les producteurs, il faut que les intérêts des uns et des autres soient bien compris et pris en considération. Les auteurs conviennent que c'est une évidence, mais soulignent que trop de projets de conservation capotent, y compris dans cette zone, parce qu'ils avaient négligé de prendre en considération les objectifs et contraintes des producteurs.

Conclusion

Dans ce chapitre, on a pu explorer la notion des services environnementaux d'appui et de régulation liés à la forêt et poser l'hypothèse que le paiement pour ces services pouvait être une façon de mettre en pratique l'économie verte. Ces paiements doivent toutefois être suffisamment élevés pour inciter réellement les populations à conserver des forêts en santé tout en y pratiquant des activités qui leur permettent de satisfaire leurs besoins. En ce sens, les mécanismes de marché ne sont pas de toute évidence les meilleurs, puisqu'ils cherchent à mettre en compétition les producteurs de services pour obtenir le plus bas prix. Ils ne sont pas en ce sens appropriés pour réduire la pauvreté par une meilleure redistribution des richesses. Reste alors comme nous le verrons au chapitre suivant la juste rémunération des services d'extraction des ressources forestières et la gouvernance permettant le respect des droits et la répartition des richesses qui fera l'objet du chapitre 5.

3.1 Introduction : Prise en compte des services écosystémiques dans l'économie verte

Anada TIEGA, *Secrétaire Général, Convention de Ramsar sur les Zones Humides, Secrétariat*
28, rue Mauverney, CH-1196 Gland (Switzerland), Email : tiega@ramsar.org

À la fin des années 1970, plusieurs auteurs ont publié l'idée de services rendus à l'humanité par les écosystèmes (Ehrlich, P. R. et H. A. Mooney, 1983 et Westman, W., 1977). L'objectif de ces premiers auteurs était de pointer du doigt la dégradation des écosystèmes par les activités humaines, l'importance et la diversité des services rendus à l'homme par ces écosystèmes, et l'impossibilité ou le coût élevé de substitution de ces services (Barnaud C. et al., 2011). Cette idée est à l'origine du concept de service écosystémique. C'est le Millenium Ecosystem Assessment (MEA) qui a consacré l'expansion du concept (MEA, 2005).

Selon les rapports du MEA, on distingue quatre grands types de services écosystémiques (SE) : (i) les services d'approvisionnement (produits agricoles, bois, eau potable, poissons, etc.), (ii) les services de régulation (climat, inondations, purification de l'eau, etc.), (iii) les services culturels (aspects esthétiques, religieux, récréatifs...), et (iv) les services de soutien servant de base au fonctionnement des trois premiers (cycle du carbone, formation des sols...) (MEA, 2005).

Cependant, ce chapitre aborde ces différents services de manière intégrale de façon à reconnaître leur interdépendance, car tous les éléments de la nature sont en interaction et dépendent les uns des autres pour exister et produire leurs effets cumulés. Ainsi, les résultats combinés de l'action humaine agissant sur une partie du monde naturel auront des conséquences sur les autres composantes de la nature et vice-versa.

Introduction

a. Avertissement et Recommandation

Le sujet fait appel à des concepts et notions hautement techniques et scientifiques. Si nous utilisons uniquement des termes et un jargon purement scientifiques, le champ de notre communication se limiterait aux scientifiques déjà conscients des valeurs des « écosystèmes » et l'exercice n'aurait aucune valeur ajoutée. Aussi, il est important que les auteurs utilisent un vocabulaire le plus simple possible pour toucher le grand public.

Définition essentielle : Il est proposé d'utiliser la définition de 2004 adoptée par les auteurs du rapport commandité par l'ONU et intitulé l'Évaluation des écosystèmes pour le millénaire : un

écosystème est un « complexe dynamique composé de plantes, d'animaux, de micro-organismes et de la nature morte environnante agissant en interaction en tant qu'unité fonctionnelle ».

b. Forêts et Développement Durable

Lorsqu'on aborde les questions sur le Développement, les mots-clés qui peuvent nous venir à l'esprit sont « sécurité, bien-être et responsabilité ». Pour bien vivre aujourd'hui tout en assurant un potentiel substantiel et satisfaisant pour les générations futures, nous avons d'abord besoin d'assurer notre propre sécurité à l'échelle nationale et à l'échelle planétaire : sécurité sociale et économique (sécurité alimentaire, sécurité en eau de qualité et en quantité suffisante, sécurité écologique (disponibilité de la diversité biologique et possibilité d'adaptation et de réduction des changements climatiques)). Il est indéniable aujourd'hui que les pays qui sont aptes à assurer le bien-être de leurs populations sont ceux qui savent d'abord trouver le juste équilibre entre l'exploitation de la nature et la santé de leur environnement (en particulier les forêts) et qui savent partager et assumer leurs responsabilités : nous vivons dans un monde d'interdépendance de plus en plus ressentie entre les composantes du monde vivant, en particulier entre l'environnement biophysique (végétaux et animaux, sols et eau) et les milieux humains (organisations sociales, économiques et culturelles).

La Biodiversité ou Diversité des composantes de la vie sur terre est un ensemble complexe qui caractérise et enrichit tous les milieux : les montagnes, les plaines, les déserts, les océans (y compris les récifs coralliens, les herbiers marins), les savanes, la toundra, les fleuves, les lacs, les estuaires, les deltas, les mangroves... Les forêts sont une des composantes-clés de la diversité biologique et elles enrichissent aussi bien les montagnes, les plaines et la zone côtière. On les trouve aussi bien en milieu tempéré que tropical et équatorial, notamment dans les grands bassins fluviaux, abritant les forêts les plus remarquables du monde comme celles du bassin du fleuve Amazone, du bassin du Congo ou des bassins de Bornéo et du Mékong. Malgré l'importance indéniable des forêts équatoriales, denses et humides, qui sont toujours vertes, il est fondamental de ne pas oublier ni négliger le rôle vital que jouent les forêts dites « sèches », des savanes et surtout de la région sahélienne en Afrique. Nous ne pouvons oublier les forêts boréales du Canada, ni les forêts tempérées d'Europe, d'Amérique et d'Asie, constituant les plus vastes ensembles de terres boisées sur Terre. Toutes les forêts sont parsemées de fleuves, de rivières, de lacs, et de ruisseaux qui agissent en symbiose avec la végétation et le sol. Tous ces types de forêts constituent une importante source de produits végétaux et animaux apportant une partie significative du fondement économique du monde. Le climat et l'homme agissent continuellement sur les forêts donnant ainsi naissance à plusieurs types de formations que sont les forêts primaires (non perturbées par l'homme), les forêts naturelles modifiées, les forêts semi-naturelles, les plantations de production et enfin les plantations de protection. La destruction de ces forêts contribue fortement à la dégradation des terres et des eaux et diminue les capacités de l'homme à s'adapter aux changements climatiques et à toutes les incertitudes.

Notre santé dépend de la santé de « nos environnements biophysiques et humains » qui dépendent eux-mêmes de la diversité des milieux naturels (écosystèmes) à l'intérieur desquels nous avons besoin de végétaux et d'animaux aussi divers que possible pour satisfaire nos besoins fondamentaux d'alimentation, d'air sain, d'eau saine et suffisante, et de multiples options pour soutenir nos activités économiques et sociales. La planification et la mise en œuvre des activités d'utilisation des terres et de l'eau sont deux facteurs essentiels pour réduire la perte de diversité biologique, nous adapter et réduire les changements climatiques, assurer nos besoins en énergie et parvenir à une utilisation rationnelle de l'eau, des végétaux et animaux qui nous entourent pour assurer notre survie.

Il s'agit de bien vivre et assurer un potentiel substantiel et satisfaisant pour les générations futures, sécurité alimentaire, sécurité en eau (en qualité et en quantité), sécurité sociale et économique (CNUED. 1991). Le but est de trouver le juste équilibre entre l'exploitation de la nature et la santé de notre environnement (en particulier les forêts) avec des acteurs qui savent partager et assumer leurs responsabilités. Le Développement Durable nous invite à trouver et soutenir le meilleur équilibre dans un monde fragile où la recherche de satisfactions immédiates et personnelles prime souvent sur la nécessité d'assurer le long terme pour la majorité des êtres vivants, en particulier les plus faibles, les plus pauvres (Goodland, R. et al.,1991).

1 - Situation actuelle

Dans l'édition 2011 de la situation des forêts du monde, la FAO attire l'attention sur quatre domaines-clés qui demandent à être approfondis (FAO, 2011) :

- les tendances régionales des ressources forestières;
- le développement des industries forestières durables;
- l'adaptation aux changements climatiques et l'atténuation de leurs effets; et
- la valeur locale des forêts.

La raison avancée par la FAO est que chacun de ces thèmes a une incidence sur les diverses évaluations à venir des progrès accomplis en matière de développement durable, notamment le Sommet Rio+20 en 2012 et la Conférence d'examen des Objectifs du Millénaire pour le développement en 2015 (FAO, 2011).

Plusieurs auteurs constatent que les forêts disparaissent parce que leur utilisation pour la consommation permet des gains rapides et des ressources pour les personnes qui en ont besoin (bois, la conversion en plantations de palmiers à huile, l'exploitation minière). Il est aussi connu que la déforestation est responsable de quelque 17 % des émissions annuelles de Gaz à Effet de Serre (GES).

Chaque année, les services écologiques des forêts, contribuent pour des milliards de dollars aux économies. Dans certains pays, le secteur forestier contribue à environ 10-30% du PIB (par exemple la Finlande).

Les statistiques établissent que 4 milliards d'hectares de forêts se trouvent sur la planète couvrant ainsi 31 % de la superficie totale émergée soit environ 0,6 hectare par personne. Par ailleurs, plus de la moitié de ces forêts se trouvent au Brésil, au Canada, en Chine, aux États-Unis d'Amérique et dans la Fédération de Russie.

Selon CIFOR (2008), globalement, le rythme de disparition de ces forêts est stupéfiant – 130 mille km² ont disparu chaque année entre 2000 et 2010 (soit l'équivalent de la superficie de la Grèce ou à 2 fois celle du Sri Lanka par an) (CIFOR, 2008). Certes, par rapport aux 160 000 km² perdus chaque année dans les années 1990, cela peut sembler être une amélioration, mais il n'en reste pas moins que la perte continue d'être considérable.

Par ailleurs, on note que les efforts de plantation d'arbres à grande échelle contribuent à enrayer la perte de superficie boisée. Le reboisement et l'expansion naturelle des forêts, dans certains pays, ont aidé à réduire la perte globale nette de superficie mondiale des forêts, mais pas la perte de certains avantages; en vérité, les forêts et les arbres plantés correspondent selon les estimations à 7 % de la superficie forestière totale, soit 264 millions d'hectares. En plus, leur diversité biologique ainsi que l'éventail des bénéfices tirés sont nettement inférieurs à ceux des formations naturelles non perturbées par l'Homme.

Les recommandations pour renforcer l'adaptation dans les politiques sur les changements climatiques sont de plus en plus nombreuses. À titre d'exemple, des auteurs signalent que les besoins d'adaptation sont perçus au niveau local et les politiques doivent donc être conçues de manière à appuyer la capacité des communautés à gérer les ressources locales à des fins d'adaptation (Phelps, J. et al. 2010). Pour ces auteurs, il serait donc essentiel de maintenir les forêts en l'état, si celles-ci doivent être utilisées par les communautés, pour leurs mesures d'adaptation, car les politiques rendant les utilisations non forestières des terres plus rémunératrices que les activités forestières ou les services environnementaux ne feront qu'intensifier les pressions poussant au déboisement et réduire les capacités d'adaptation dérivées des forêts.

Au nombre des défis et questions émergentes, on note que la foresterie et les forêts suscitent un regain d'intérêt dans les débats internationaux en raison de leur rôle potentiel dans l'atténuation des changements climatiques. La FAO confirme cela et précise qu'il n'en devient que plus urgent pour les gouvernements de mettre en place dans le secteur forestier des réformes favorables aux pauvres, susceptibles de protéger et d'améliorer les avantages que les forêts apportent à leurs moyens d'existence.

Pour y parvenir, la FAO propose qu'il faudra sécuriser les droits des communautés locales afin d'associer ces dernières à la gestion et à la protection de vastes zones forestières dans le monde. La pérennité de la gestion forestière à assise communautaire est étroitement liée à la mise en place de dispositions propres à faciliter la génération et le partage équitable des avantages tirés des forêts. Sans la reconnaissance juridique de leurs droits sur les produits forestiers, toutefois, les populations locales ne montreront ni intérêt ni courage pour protéger et développer les forêts (Gobeze et al., 2009).

2 - Les forêts, les zones humides, l'eau – une relation solide et mutuellement bénéfique

De nos jours, tout le monde s'intéresse à l'eau. Plus la population mondiale augmente et aspire au développement, plus les modes de vie exigent de l'eau et plus les effets des changements climatiques sont ressentis, plus il devient urgent de débattre de la disponibilité et de la pénurie de l'eau douce. L'approvisionnement en eau est tributaire de zones humides en bonne santé; des forêts en bonne santé contribuent à la pérennité et à la protection des zones humides. Les statistiques parlent d'elles-mêmes – la pénurie d'eau douce et l'accès limité à l'eau frappent déjà 1 à 2 milliards de personnes et cette situation ne peut que s'aggraver si nous ne gérons pas mieux notre environnement (Ramsar, 2011).

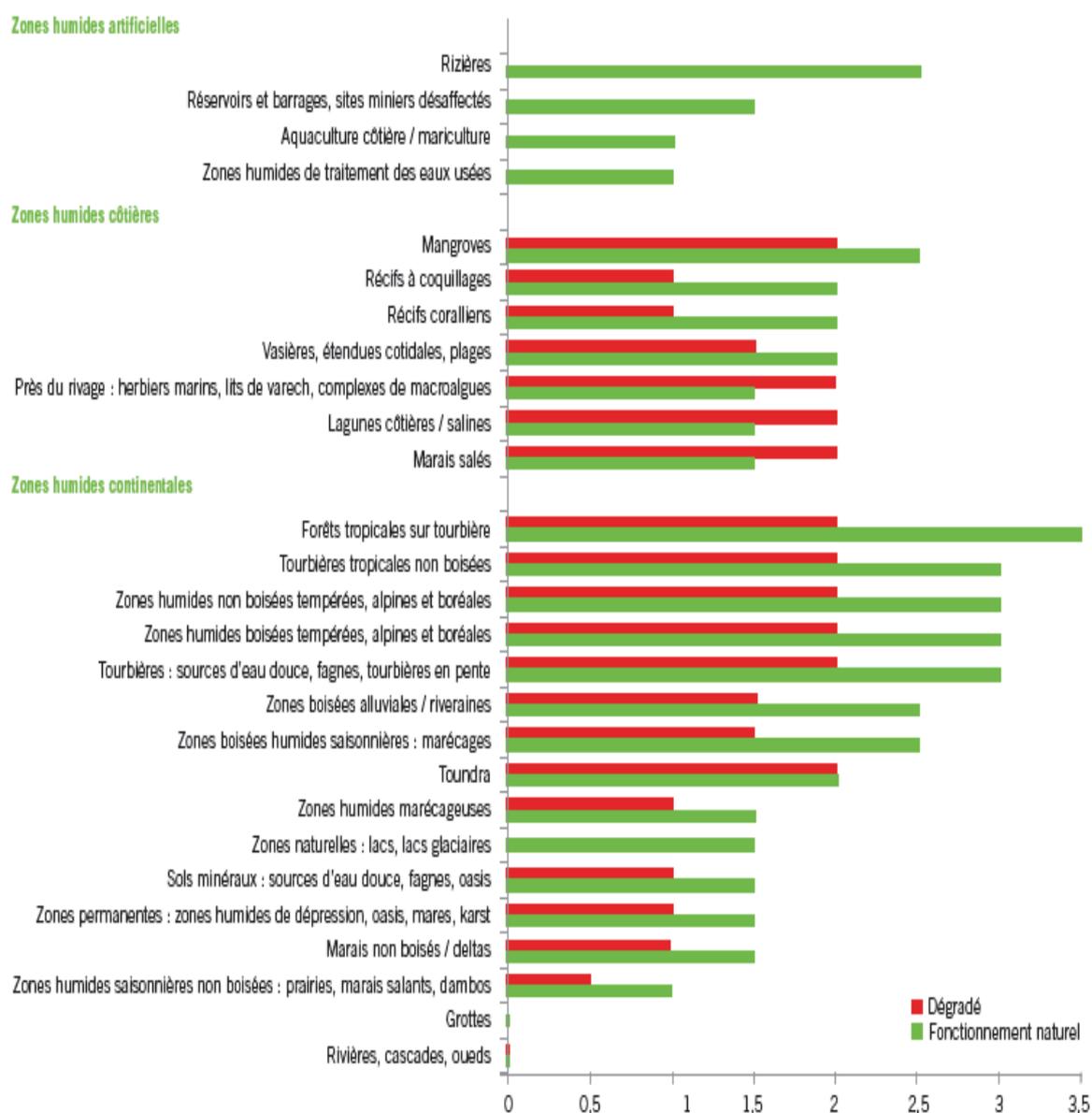
On considère que le maintien d'une bonne couverture forestière sur les bassins versants boisés est le mécanisme le plus efficace pour réduire l'érosion, la perte de sols fertiles et l'apport excessif de sédiments dans les zones humides d'aval. Il importe aussi de noter que beaucoup d'utilisations des terres (comme l'agriculture, l'urbanisation et le développement industriel) produisent des polluants qui sont absorbés par les eaux de pluie et pénètrent dans les zones humides – et, en conséquence, dans l'eau. Les forêts, en revanche, même celles qui sont soumises à une gestion lourde, ne produisent que peu de polluants (Ramsar, 2011).

Toutefois, il ne s'agit pas seulement d'améliorer la qualité de l'eau. Les forêts terrestres et les zones humides boisées jouent un rôle crucial dans le cycle mondial de l'eau – le cycle de l'eau douce qui assure la pérennité de la vie. Les forêts ont un effet significatif sur le taux d'évapotranspiration de l'eau vers l'atmosphère qui, à son tour, affecte les précipitations. Ce qui importe, ce n'est pas seulement d'accepter que les forêts jouent ce rôle critique, mais plutôt de mieux comprendre et tenir compte du fait que d'autres formes de végétation ne sont pas capables de remplacer les forêts et de produire le même effet.

La figure 1 donne une évaluation comparative de la capacité de stockage du carbone pour différents types de zones humides. On note que les tourbières (boisées ou non) sont des puits de stockage du carbone particulièrement efficaces et couvrent de vastes superficies de la planète. On estime qu'il y a dans le monde 400 millions d'hectares de tourbières, dans 173 pays. Certes, les tourbières boisées les plus vastes se trouvent dans le nord de l'Europe, en Russie et au Canada,

mais il y a aussi de vastes étendues de tourbières boisées en Asie du Sud-Est où les pressions du drainage et de la transformation au profit de plantations sont élevées. Selon une estimation récente, 13 millions d'hectares sur 27 millions au total ont déjà été déboisés en Asie du Sud-Est, essentiellement pour des plantations de palmiers à huile et la production de pâtes à papier, pour les rizières et les projets de transmigration, et tout cela en grande partie depuis 30 ans.

Figure 1. Évaluation comparative de la capacité de stockage du carbone pour différents types de zones humides (Source : Ramsar, 2011)



Tiré de Achieving Carbon Offsets through Mangroves and Other Wetlands disponible ici : www.ramsar.org/pdf/DFN_report_Final.pdf

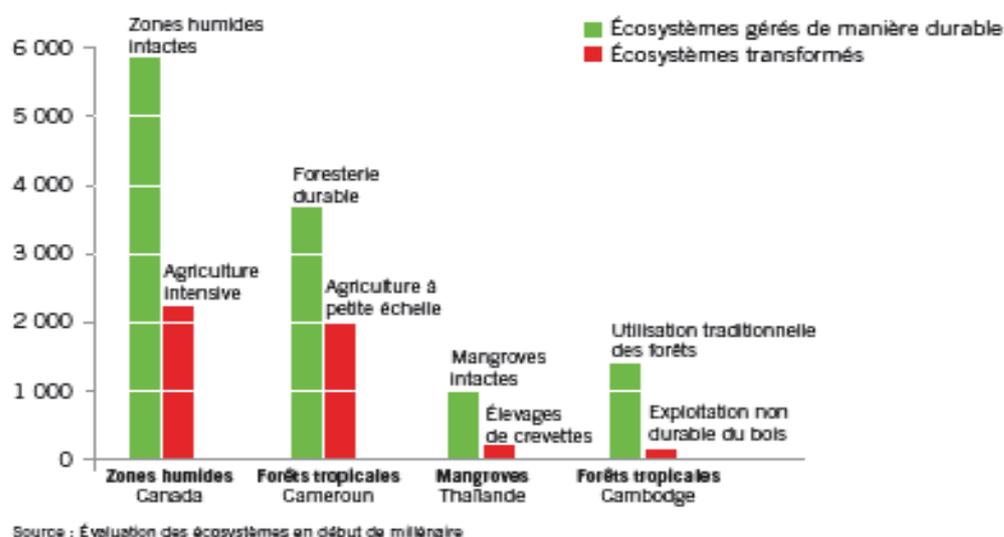
Figure 2. Le Site Ramsar de Ciénaga Grande de Santa Marta¹ (Source : Ramsar, 2011)



Ce site est d'une superficie de 400 000 hectares, est la région de mangroves la plus vaste et la plus importante sur le versant caraïbe de la Colombie, vitale pour les pêcheries locales et la biodiversité.

Toutes les forêts n'offrent pas les mêmes avantages – mais toutes les forêts naturelles procurent une gamme considérable de services écosystémiques. Les détruire pour utiliser les sols à d'autres fins (agriculture ou urbanisation par exemple) ou même les dégrader par de mauvaises pratiques d'exploitation aboutit à la perte de ces services. En chiffrant ces services, la figure 3 donne quelques exemples de ce que nous perdons pour trois types forestiers lorsque nous détruisons ou dégradons les forêts naturelles.

Figure 3. Valeur présente nette en dollars par hectare



¹ Maria Rivera, <http://www.coastalwiki.org/coastalwiki>, Cienaga_Grande_de_Santa_Marta (Ramsar, 2011)

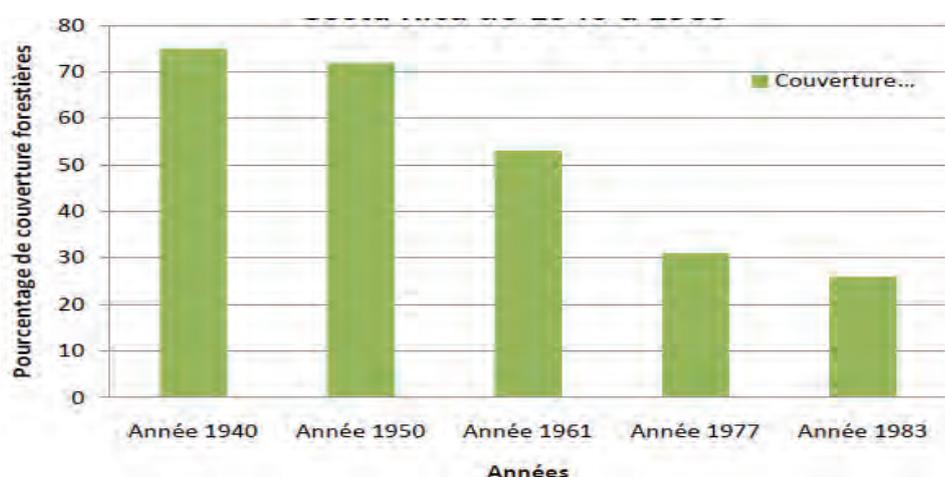
3- Exemple du Costa Rica

Le Costa Rica, pays à revenu intermédiaire, fait partie des cinq pays les mieux classés dans l'Indice de Protection de l'Environnement de 2008. À cette période, dans l'ordre de meilleures performances, on citait la Suisse, la Suède, la Norvège, la Finlande, et le Costa Rica. De 1940 à 1987, la déforestation au Costa Rica était de 55 000 ha par an (Rodríguez C.M., 2010). La figure 4 présente l'évolution de la couverture forestière en % du Costa Rica de 1940 à 1983. La déforestation a entraîné une perte de la couverture forestière de 75 % en 1940 à 26 % en 1983.

Cependant, la couverture forestière du Costa Rica a été estimée à 52 % en 2005. Comment le Costa Rica est-il passé de 26 % en 1983 à 52 % en 2005? Le Costa Rica a légiféré sur la forêt en :

- Faisant du développement durable un objectif national à travers la loi;
- Créant un système national d'aires protégées pour améliorer la gestion intégrée des ressources naturelles;
- Promulguant la Loi sur l'utilisation des terres forestières;
- Mettant en place le Bureau national des forêts créé en tant que mécanisme de dialogue entre les intervenants du secteur forestier privé et public;
- Suscitant le paiement des services de l'environnement comme le principal mécanisme financier destiné à promouvoir la protection des forêts et l'utilisation durable;
- Créant un fonds de financement pour le paiement des services l'environnement (taxe sur les carburants).

Figure 4. Évolution de la couverture forestière en % du Costa Rica de 1940 à 1983 ²



² Source : Carlos Manuel Rodríguez, keynotes during 2010 World Environmental Day ceremony in Rwanda

4 - Tenir compte des incertitudes

De fortes incertitudes sont associées au concept de service écosystémique, car il y a encore des incertitudes scientifiques qui portent sur les dynamiques sous-jacentes à la production des services³. Pour les auteurs Barnaud C., Antona. et Marzin J., dans de nombreuses situations, les scientifiques ne sont pas en mesure d'énoncer avec certitude des relations de cause à effet entre l'état d'un écosystème et la fourniture effective d'un service, soit parce que les connaissances sont insuffisantes, soit parce que les systèmes considérés sont par nature imprédictibles.

On note une importance des incertitudes sociétales associées à ce concept, c'est-à-dire l'existence de perceptions différenciées, voire contradictoires, avec des controverses d'une part autour du concept même de service et de la place de l'homme dans les écosystèmes, et d'autre part autour des dispositifs de gouvernance issus de ce concept, tels que les paiements pour services environnementaux (Barnaud C. et al., 2011).

Il est donc très utile de s'interroger sur les incertitudes associées à ce concept qui tendent à être négligées du fait de l'existence même du concept et de son succès. Au sein de la communauté scientifique, les divergences portent notamment sur le rôle et la place de l'homme dans les écosystèmes : les services sont produits par la nature pour les uns, par les hommes pour les autres.

La Francophonie peut contribuer à aider les pays à légiférer sur la forêt, l'eau et les services écosystémiques afin d'avoir des politiques et un cadre juridique efficaces sur la foresterie. Elle peut aussi contribuer à développer des méthodes visant explicitement à mettre en débat conjointement les incertitudes scientifiques et sociétales associées au concept de services écosystémiques des forêts, en amont de tout dispositif politique ou de gestion reposant sur ce concept.

La famille de la Francophonie est un cadre concret et dynamique à partir duquel il est possible et souhaitable d'harmoniser les points de vue et de réconcilier le présent avec l'avenir en ajustant nos attitudes, nos comportements, nos activités économiques et sociales pour mettre en valeur la diversité de la vie, comme base essentielle d'un développement durable.

Les modes d'utilisation des sols sont en évolution constante particulièrement en Afrique et en Asie. Ces changements ont un impact environnemental local, régional et international extrêmement fort (UICN. 2009). Maintenir un taux de croissance raisonnablement élevé qui permet de répondre aux besoins d'une population mondiale en forte progression, tout en assurant l'intégrité des ressources naturelles, particulièrement les forêts, est un des principaux défis que doivent relever plusieurs institutions à travers leur plan d'action pour l'environnement.

Afin d'atteindre ces objectifs dans un monde où les changements sont rapides tant sur le plan économique qu'environnemental, il est nécessaire de disposer d'une base d'informations dynamique et crédible. La Francophonie est particulièrement fière d'aborder la thématique « Forêts et humains : une communauté de destins » d'un environnement en mutation qui représente une base complémentaire de grande qualité à ses principales actions destinées à informer des leçons apprises à différentes échelles d'espace et de temps.

Dans ce chapitre sur les services écosystémiques, six études de cas sont proposées. Ces études de cas sont présentées respectivement par P. Ouédraogo, K. S. Hassani, G. Lescuyer, M. Bertzky, A. Karsenty et C. Garcia. Elles abordent toutes la question des services écosystémiques de différents types d'écosystèmes soumis à des gouvernances diverses.

Une première étude essaie de voir dans quelle mesure un Parc National constitue effectivement une source de bien-être à l'échelle locale, nationale et internationale. Cette étude est présentée par G.Lescuyer.

La seconde étude présente un aperçu des biens et services fournis par les forêts de mangroves et aborde leur rôle essentiel dans l'alimentation humaine et la protection des zones côtières fragiles. L'étude sur ces forêts de mangroves est introduite par P.Ouédraogo

Les résultats de la troisième étude confirment qu'il existe un grand potentiel pour réaliser des bénéfices pour la biodiversité et les services écosystémiques par le REDD + en RDC. Ce cas est présenté par Mme M. Bertzky.

La quatrième étude présente la faisabilité et la pertinence des mécanismes REDD+ et des grands schémas financiers. L'étude est présentée par A. Karsenty.

La cinquième étude de cas sur les forêts dans les petits écosystèmes insulaires est présentée par K. S. Hassani.

Références bibliographiques

Barnaud Cécile, Martine Antona et Jacques Marzin, 2011. Vers une mise en débat des incertitudes associées à la notion de service écosystémique , Vertigo - la revue électronique en sciences de l'environnement [En ligne], Volume 11 Numéro 1 | mai 2011, mis en ligne le 10 juin 2011, URL : <http://vertigo.revues.org/10905>; DOI : 10.4000/vertigo.10905 (Consulté le 28 mars 2012).

CIFOR. 2008. CIFOR's Strategy, 2008-2018 – making a difference for forests and people. Bogor, Indonésie, Centre pour la recherche forestière internationale (également disponible à l'adresse : www.cifor.cgiar.org/publications/pdf_files/Books/CIFORStrategy0801.pdf).

CNUED. 1991. Land resources: deforestation. A non-legally binding authoritative statement of principles for a global consensus on the management, conservation and sustainable development of all types of forests. Genève, Prep. Com. for UNCED.

- Ehrlich, P. R. et H. A. Mooney, 1983. Extinctions, substitutions and ecosystem services. *BioScience* 33, 4, 248-254.
- FAO, 2011 : Situation des forêts du monde 2011, 193 Pages
- Gobeze, T., Bekele, M., Lemenih M. et Kassa H., 2009. Participatory forestry management and its impacts on livelihoods and forest status: the case of Bonga forest in Ethiopia. *International Forestry Review*, 11(3): 346-358
- Goodland, R., Daly, H., El Serafy & von Droste, B., 1991. Environmentally sustainable economic development: building on Brundtland. Paris, Unesco.
- MEA, 2005. Ecosystems and Human well-being: current states and trends. Washington, DC, Island press.
- Phelps, J., Webb, E.L. et Agrawal, A., 2010. Does REDD+ threaten to recentralize forest governance? *Science*, 328 : 312-313.
- Ramsar, 2011. Les forêts : vitales pour l'eau et les zones humides. 2 février , Journée mondiale des zones humides, Brochure 16 pages.
<http://fr.calameo.com/read/0000794424a48d96556bd>
- Rodríguez Carlos Manuel, 2010. The Environmental Services Payment Program: A success story of sustainable development in Costa Rica. 2010 World Environmental Day, Rwanda.
- UICN. 2009. The forests-poverty toolkit. Peut être téléchargé à partir du lien suivant :
http://www.iucn.org/about/work/programmes/forest/fp_our_work/fp_our_work_initiatives/fp_our_work_II/fp_livelihoods_landscapes_our_work/fp_livelihoods_landscapes_our_work_added/fp_livelihoods_landscapes_our_work_toolkits.cfm
- Westman, W., 1977. How much are nature's services worth. *Science* 197, 4307 : 960-964.

Sites Internet

- <http://www.gip-ecofor.org/?q=node/716>
- http://fr.wikipedia.org/wiki/Services_%C3%A9cologiques
- <http://envol-vert.org/archives/service-rendus-foret>

Encadré 1. Pour une gestion durable des forêts marocaines : cas d'une étude de recherche sur les indicateurs de ruissellement et d'érosion dans le bassin versant de Bouregreg

Au Maroc, la surexploitation des ressources forestières devient une alternative pour la subsistance des populations rurales. Le défrichement et la mise en culture des forêts, le surpâturage et les prélèvements en bois de feu sont les principales causes de dégradation du couvert végétal. Les sols, mal protégés, s'érodent et perdent leurs fertilités. Des événements érosifs spectaculaires se produisent. Le Maroc perd annuellement 75 millions de m³ de la capacité de stockage en eau. L'effort fourni pour l'aménagement des bassins versants est important et coûteux et nécessite souvent des modèles lourds et exigeants en matière de temps, du matériel et d'information.



Figure 5. Pâturage dans une forêt de chêne liège (Forêt Maâmora, Maroc, Source : Bensalah N., 2008)

Notre étude s'est intéressée au bassin versant de Bouregreg, l'un des bassins versants prioritaires de la stratégie nationale d'aménagement de bassins versants. Elle vise l'appréhension de l'influence des différents types d'utilisations des terres (forêts, matorrals et céréaliculture) sur le comportement hydrologique des sols à travers l'analyse des indicateurs facilement mesurables des risques de ruissellement (état de surface, pluie d'imbibition, coefficient de ruissellement...) et d'érosion (stabilité des agrégats du sol, stock de carbone et matière organique). 54 micro-parcelles ont été choisies pour des tests de simulation de pluie.

Les résultats de ces expérimentations montrent que les états de surfaces des sols, étroitement liés aux occupations, constituent la clef de leurs comportements hydrologiques (Sabir et al., 2007). Les terrains forestiers assurent un bon comportement hydrodynamique comparé aux terrains cultivés ou matorrals surpâturés. Les espaces forestiers ont une bonne couverture du sol (litière), un taux de matière organique élevé, une bonne stabilité des agrégats du sol et une capacité d'infiltration importante. Sous culture, les labours successifs réduisent la teneur en matière organique des horizons superficiels, leur stabilité structurale et leur capacité d'infiltration.

Cette étude confirme, une fois de plus, les effets positifs de la couverture végétale, notamment forestière, sur la production en eau de qualité à stocker dans les barrages, sur la protection et la conservation des sols contre l'érosion hydrique et sur le rôle environnemental que devraient jouer les bassins versants, séquestration de carbone dans les sols.

Le renforcement des rôles de la couverture végétale, notamment ligneuse, est une nécessité, à travers la réhabilitation des forêts existantes dans le bassin versant étudié, la plantation de nouveaux peuplements dans les zones dégradées et l'encouragement de plantations agro-forestières chez les paysans. Le surpâturage est à réduire par la réduction de la charge animale et l'amélioration des terrains de parcours par la plantation d'espèces agro-forestières apportant matière organique et protection aux sols. La mise en culture des terres dégradées est à réduire à travers une mutation des systèmes d'exploitation actuels.

Mme BENSALAH Najoua, *Université Mohammed V, Faculté des Lettres et Sciences Humaines, Département de Géographie, Maroc. Email : najwa.simard@hotmail.fr*

Références bibliographiques

Bensalah N., 2008. Indicateurs des risques de ruissellement et d'érosion en vue d'une gestion durable des eaux et sols (BV de Bouregreg S.S). Thèse de Doctorat, Université Mohammed V, FLSH, Département de Géographie, Rabat, Maroc (Consultation sur place).

Voir poster en anglais :

<http://www.youscribe.com/catalogue/rapports-et-theses/savoirs/science-de-la-nature/poster-these-bouregreg-bensalah-najoua-1438776>

Sabir M., Roose E., Ouagga T., Bensalah N., Doré L. 2007, Utilisation des terres et risques de ruissellement et d'érosion dans les montagnes au Maroc. Actes de Journées Scientifiques Inter-Réseaux de l'Agence Universitaire de la Francophonie, Hanoi, 6-9 novembre 2007.

<http://www.youscribe.com/catalogue/etudes-et-statistiques/savoirs/science-de-la-nature/risques-de-ruissellement-et-d-erosion-1592490>

3.2 Les forêts de mangroves : aperçu de leurs services et de leur rôle de stabilisateur des zones côtières fragiles

Anada TIEGA, *Secrétaire Général, Convention de Ramsar sur les Zones Humides, Secretariat*
28 rue Mauverney, CH-1196 Gland (Switzerland), Email : tiega@ramsar.org

Paul OUEDRAOGO, *Conseiller principal pour l'Afrique, Convention de Ramsar sur les Zones Humides, Secretariat*
28 rue Mauverney, CH-1196 Gland (Switzerland), Email : ouedraogo@ramsar.org

Introduction

Les forêts de mangroves sont des écosystèmes humides maritimes abritant des végétaux principalement ligneux spécifiques, ne se développant que dans la zone de balancement des marées des côtes basses des régions tropicales et subtropicales. Ce sont des complexes de forêts qui se développent à l'interface entre la mer et la terre et renferment d'énormes ressources biologiques et abiotiques (Adams, A. J., 1993 et Dame M, Kebe M., 2000). On trouve aussi des mangroves, en général des marais de mangroves, à l'embouchure de certains fleuves. Les mangroves procurent des ressources importantes (forestières et halieutiques) pour les populations vivant sur ces côtes. Les mangroves sont parmi les écosystèmes les plus productifs en biomasse de notre planète. Les espèces ligneuses les plus abondantes sont les palétuviers avec leurs pneumatophores et leurs racines-échasses.

Les zones côtières du monde sont parmi celles les plus densément peuplées de la planète (Spalding et al., 2010). Dans ces zones, les intenses pressions sur les terres, sur les autres ressources naturelles sont des facteurs de dégradation et de perte des mangroves. À titre illustratif, entre 1980 et 2005 quelque 36.000 kilomètres carrés, soit 20 pour cent de la superficie totale des mangroves, ont été perdus (Dame M. et Kebe M., 2000). On estime que les pertes jusqu'en 1980 ont été considérables. La dégradation rapide de certaines mangroves, dans le monde entier, est devenue préoccupante parce que ces dernières constituent des stabilisateurs efficaces pour certaines zones côtières fragiles qui sont maintenant menacées, et parce qu'elles contribuent à la résilience écologique des écosystèmes après les cyclones et tsunamis et face aux effets du dérèglement climatique, incluant la montée des océans³. Cet article présente un aperçu des biens et services fournis par les forêts de mangroves et aborde leur rôle essentiel dans l'alimentation humaine et la protection des zones côtières fragiles.

³ <http://fr.wikipedia.org/wiki/Mangrove>

1- État des mangroves dans le monde

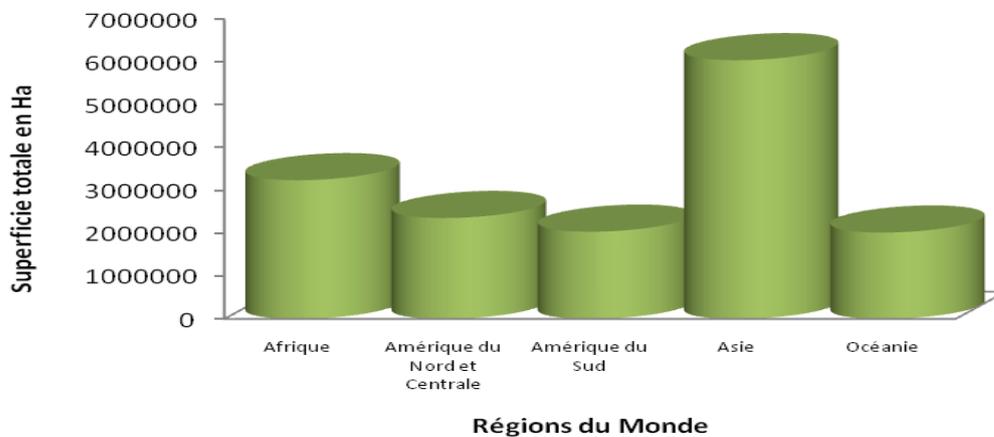
Les informations sur l'état, l'étendue et la dynamique des mangroves au niveau mondial sont graduellement produites depuis 2005. La première tentative pour l'estimation de la superficie totale des mangroves dans le monde a été entreprise par la FAO/PNUE en 1980 qui trouvait environ 15,6 millions d'hectares. Des estimations plus récentes montrent que cette superficie varie entre 12 et 20 millions d'hectares (FAO, 2007). Les dernières estimations révèlent que dans le monde, les mangroves couvrent une superficie totale d'environ 15,2 millions d'hectares, avec les plus grandes superficies en Asie et en Afrique, suivies par l'Amérique du Nord et Centrale. Plus récemment, le taux de perte nette semble avoir ralenti, reflétant une prise de conscience accrue de la valeur des écosystèmes de mangrove, mais le taux annuel de perte est toujours anormalement élevé. Les Figures 1 et 2 présentent la répartition des mangroves dans le monde. Le tableau 1 expose les niveaux de connexions entre les plus grandes mangroves du monde.

Figure 5. Carte de la distribution mondiale des Mangroves



Source : <http://fr.wikipedia.org/wiki/Mangrove>

Figure 6. Répartition des superficies totales de mangroves selon les régions



Source : FAO, 2007

Tableau 1. Les plus grandes mangroves quasi-ininterrompues du monde

Mangrove (Connection)	Description	Superficie (km²)	% du total global
Nord Brésil	Entre Belem and Sao Luis	6516	4.3
Forêt de Sundarbans Forest	Contiguë au bloc deltaïque en Inde et au Bangladesh, qui s'étend jusqu'à 85 km à l'intérieur	6502	4.3
Sud Papouasie	Contiguë aux côtes deltaïques (135 ° -139 ° E) avec aucune influence humaine importante	5345	3.5
Mangroves côtières de l'Afrique de l'Ouest(Les Rivières du Sud)	Bien qu'il existe un certain nombre de petites coupures, les mangroves sont presque continues sur plus de 1000 kilomètres de la côte du sud du Sénégal à la Sierra Leone centrale	7887	5.2
Delta du Niger	Contiguë aux mangroves deltaïques, les zones adjacentes au complexe de Cross River du Rio del Rey	6642	4.4
Mangroves de Orinico and Golf de Paria	Systèmes deltaïques sur la côte Est du Venezuela Deltaic systems on Venezuela's east coast	2799	1.8

1.1- Les Forêts de mangroves en Afrique

Les mangroves se trouvent dans presque tous les pays le long des côtes ouest et est de l'Afrique, s'étendant de la Mauritanie à l'Angola sur la côte ouest, et de l'Égypte à l'Afrique du Sud sur la côte est, y compris Madagascar et plusieurs autres îles. Elles sont utilisées en Afrique par plusieurs générations comme une source de bois, de médicaments et d'alimentation. Les communautés rurales en Afrique occidentale extraient du bois de service, de chauffe et du bois d'œuvre. Un grand nombre de produits forestiers non ligneux, tels que des tanins, des médicaments, des boissons et des pesticides naturels (feuilles *Laguncularia racemosa*, essentiellement utilisées en Guinée) sont également recueillis dans les forêts de mangroves. La sécurité alimentaire dans ces pays est étroitement liée à ces forêts côtières où la population locale récolte des crevettes, des huîtres et d'autres espèces de mollusques et de crustacés.

La dynamique de la reconversion des mangroves à d'autres utilisations est largement présentée dans le document World Atlas of Mangroves. Malgré quelques notes positives, les mangroves de l'Afrique de l'Ouest et Centrale font encore face à des menaces majeures, en particulier la pression humaine croissante sur les terres côtières (par exemple le Cameroun, la Guinée et la Sierra Leone), l'absence d'une gestion durable des ressources (par exemple du Congo), et l'absence d'une législation adéquate pour la protection des mangroves (Cameroun, par exemple). La pollution est aussi une menace croissante dans plusieurs pays (Cameroun, République Démocratique du Congo et Ghana). Des activités éducatives sont lancées dans un certain nombre de pays dont notamment : le Congo, l'Erythrée, la Gambie, les Seychelles et l'Afrique du Sud. En Afrique, les reboisements des mangroves dégradées ont été entrepris, mais ces activités ont souvent été développées seulement au niveau communautaire. Quelques exemples peuvent

être trouvés au Bénin, en Érythrée, en Guinée, à l'île Maurice et en Sierra Leone. À Maurice, les programmes de reboisement ont été entrepris dans les années 1980 et continuent aujourd'hui (FAO, 2007). L'expansion naturelle des mangroves est très rare en Afrique. Le Plan d'Action National d'Adaptation aux Changements Climatiques du Sénégal 2006 estime à 208 000 USD la restauration de 500 ha de mangroves. Une collaboration entre le gouvernement du Sénégal, Danone et la Convention de Ramsar permet une restauration en cours de mangroves.

1.2- Les Forêts de mangroves en Asie

Au total, 25 pays de l'Asie abritent des mangroves réparties sur une large gamme de conditions climatiques, des zones arides (la péninsule arabique) aux zones subtropicales (Chine, Japon) et aux zones tropicales humides (Asie du Sud-est) (Spalding et al., 2010). La longueur considérable du littoral et de la multitude d'îles, de baies abritées, de plaines alluviales, de deltas et d'estuaires font de cette région un habitat idéal pour le développement des mangroves. Certaines des plus grandes forêts de mangroves du monde se trouvent en Asie, la plus connue étant la région des Sundarbans avec une forêt transfrontalière qui couvre environ 1 million d'hectares au Bangladesh et en Inde (FAO, 2007). Environ 60 % de cette forêt se trouve au Bangladesh, où elle est protégée et est à la fois un site Ramsar, depuis 1992, et un site du patrimoine mondial depuis 1997. La mangrove de Matang Forest Reserve, couvrant plus de 40 000 hectares, est communément connue comme la forêt de mangroves la mieux gérée en Malaisie et dans le monde entier. Le tableau production durable de bois est dressé dans le document World Atlas of Mangroves.

Les principales causes de disparition des mangroves dans cette région sont présentées dans le livre World Atlas of Mangroves. La pollution industrielle et la salinité croissante due à la construction de barrages constituent d'autres menaces. La Malaisie a perdu environ 110 000 ha de mangroves de 1980 à 2005. Durant la première décennie (1980-1990), les pertes de mangroves ont été principalement dues à la reconversion des terres pour l'agriculture, pour les étangs de crevettes ou pour le développement urbain. Toutefois, la sensibilisation sur les services et les avantages fournis par les mangroves est en croissance et même si beaucoup reste à faire, la conservation et la restauration sont entreprises dans de nombreux pays. Par exemple, en 1990, une collaboration entre le gouvernement du Pakistan et de l'UICN a facilité la réhabilitation de 19 000 ha de *Avicennia marina* et *Rhizophora mucronata* (FAO, 2005). En 1999, environ 17 000 ha ont été restaurés dans le delta de l'Indus, grâce au soutien de la Banque mondiale (FAO, 2007).

Le Vietnam fait des efforts considérables pour restaurer ses forêts; ses activités de boisement ont commencé en 1975, après l'unification du pays, et ont connu une extension au début des années 1990, lorsque le Gouvernement du Vietnam a réhabilité près de 53 000 ha de mangroves (FAO, 2007). Au cours des dernières décennies, diverses ONG nationales et internationales ont

également soutenu des projets de réhabilitation, totalisant quelque 14 000 ha de plantation de mangroves dans les différentes provinces.

Au Proche-Orient, où les mangroves sont souvent la seule ressource forestière de la côte, les feuilles des végétaux sont souvent utilisées comme fourrage pour les chameaux et les chèvres. Les menaces et les pertes de mangroves dans les pays asiatiques demeurent des problèmes actuels. De nombreux pays ont promulgué des lois et règlements afin de protéger les zones de mangroves et d'atténuer la perte généralisée. L'application effective de cette législation est, cependant, souvent entravée par un manque de ressources financières et humaines. Plusieurs pays asiatiques ont désigné des zones de mangroves comme sites Ramsar ou comme parcs nationaux, ou encore comme réserves et même comme réserves fauniques.

1.3- Les Forêts de Mangroves en Amérique du Nord et centrale et aux Caraïbes

En Amérique du Nord et centrale, les mangroves sont répandues le long des côtes de 34 pays, depuis le nord de Panama aux îles des Caraïbes. Certaines des meilleures forêts de mangroves sont celles des deltas des fleuves Grijalva et Usumacinta, province de Tabasco (Mexique), où les arbres peuvent atteindre jusqu'à 30 m de hauteur; dans le Parc national de Térraba-Sierpe (Costa Rica); dans la Province de Bocas del Toro, San Miguel et de Chiriqui golfes (Panama), et au Belize, où la canopée peut atteindre 40 mètres (FAO, 2007). Les forêts de mangroves couvrent également la pointe sud de la Floride, où l'eau douce provenant du Parc national des Everglades rencontre l'eau salée de l'estran, créant ainsi un système de mangroves estuaire. Des exemples intéressants de mangroves naines peuvent être trouvés dans quelques pays d'Amérique centrale. Il s'agirait d'un impact de la salinité élevée et/ou des conditions extrêmement sèches puisque les arbres ont une hauteur de moins de 2-3 m (îles Turks et Caicos) ou même de moins de 50 cm (Nicoya Golfe, le Costa Rica).

Concernant le degré de dégradation des mangroves, Cuba et Puerto Rico sont des exceptions dans la région depuis les deux dernières décennies. Les importants programmes de plantation en cours à Cuba ont contribué à accroître la mangrove de 537 400 ha en 1980 et en 2000 à 547 500 ha (FAO, 2007). Dans ces pays la législation sur la protection des mangroves a été en vigueur pendant plus d'une décennie et récemment elle a plus efficacement été appliquée. Une perte substantielle de zone de mangrove (près de 700 000 ha, soit environ 23 % de la superficie estimée en 1980) s'est produite dans cette région au cours des 25 dernières années (Spalding et al., 2010).

La récupération de terres pour le développement urbain et le tourisme a été la principale cause des pertes en mangrove de la région au cours des 25 dernières années. Les drainages et les canalisations ont entraîné une perte supplémentaire de zone de mangrove (par exemple à la Barbade). Dans les pays des Caraïbes, qui sont tributaires du tourisme, une proportion

importante de mangroves a été convertie pour des marinas, des hôtels et des zones résidentielles. À la Barbade, par exemple, les modifications de sites ont conduit à l'extinction locale des espèces *Acrostichum aureum* et *Avicennia schaueriana*. La pollution pétrolière n'est pas un problème répandu dans la région, mais elle est une menace sérieuse dans le Panama en raison de la circulation maritime extrêmement élevée dans le canal de Panama (Spalding et al., 1997). Dans certains pays comme les Bahamas et Cuba, les mangroves sont protégées par les lois, et dans d'autres elles sont souvent incluses dans des réserves de faune, les zones humides, les zones côtières ou maritimes protégées. Certaines zones sont également incluses dans la Liste des Zones Humides d'Importance Internationale de Ramsar : Sapans Hte Lagon (Aruba), Terraba-Sierpe parc national (Costa Rica), le Grand Cul-de-sac Marin de la Guadeloupe (Guadeloupe), Jeannette Kawas parc national (Honduras) et Everglades National Park (États-Unis). Malheureusement, même lorsque la législation existe, son application efficace est difficile compte tenu de l'insuffisance des ressources humaines.

1.4- Les Forêts de mangroves en Amérique du sud

En Amérique du Sud, les forêts de mangroves se trouvent sur les côtes Atlantique et Pacifique et dans les baies et les estuaires de huit pays. Elles s'étendent de la Praia do Soho dans le sud (État de Santa Catarina au Brésil) à la ville de Séchera le long du fleuve Piura (Pérou), où seules les forêts mono spécifiques à *Avicennia germinants* sont trouvées. Bien que leur couvert forestier dépasse rarement 20 m de hauteur, de grands arbres de 45 à 50 m de hauteur peuvent être trouvés, par exemple dans la réserve « Mangliers Acapas-Matage 'Ecologique », un site Ramsar ou dans les États d'Amapá, de Pará et de Maranhão (Brésil), où il y a des individus d'*Avicennia stp.* ayant un diamètre d'environ 1 m et des individus de *Rhizophora Harrison* atteignant 40-45 m de hauteur. Les mangroves en Amérique du Sud couvrent actuellement un peu moins de 2 millions d'hectares, soit une baisse de quelque 2,2 millions d'hectares en 1980 (FAO, 2007). Le Brésil abrite environ la moitié des superficies de mangroves de la région. Plus de 90 % des mangroves de la région se retrouve dans cinq pays : Brésil, Colombie, Venezuela, Équateur et le Suriname. La Guyane, Guyane française et le Pérou partagent les 140 000 hectares restants (Spalding et al., 2010).

L'importante conversion des mangroves en bassins à crevettes, le développement des zones urbaines, le développement industriel, les infrastructures touristiques et l'exploitation des terres pour les cultures agricoles et de pâturages ont conduit à la perte de 90 000 ha de mangroves depuis les années 1980 (FAO, 2005). Une expérience positive vient de l'Équateur, où les importantes pertes des années 1980 et 1990 (quelque 40 000 hectares) sont graduellement jugulées avec apparemment une stabilisation de la superficie de mangroves. La mariculture (élevage de la crevette) a commencé au Brésil dans les années 1970 et elle est maintenant largement pratiquée - principalement le long de la côte des États du nord (par exemple, Ceará, Rio Grande do Norte) - et représente toujours une menace importante pour les mangroves.

La principale cause de leur perte est le défrichage incontrôlé pour la conversion des terres en bassins de crevettes. Les communautés rurales utilisent les mangroves comme une source d'alimentation et de revenus supplémentaires grâce à la collecte de produits forestiers non ligneux. Mollusques, crabes et autres crustacés sont également collectés pour un usage local ou pour la consommation nationale. En Équateur, par exemple, 2 à 2,5 millions de mollusques sont collectés chaque mois dans les forêts de mangroves (Spalding et al., 1997). Ces forêts continuent d'être sérieusement menacées aussi par l'augmentation de la pollution urbaine et industrielle (par exemple Pérou), le flux de pesticides pour les zones côtières (par exemple, Suriname) et les déversements d'hydrocarbures (en particulier dans la République bolivarienne du Venezuela). Des politiques et une législation de protection des forêts existent en Guyane, bien que ne traitant pas directement des mangroves. Au Suriname, les mangroves sont protégées en association avec les forêts marécageuses, et au Pérou, où le déboisement des mangroves est désormais interdit, la plupart des mangroves ont été protégées depuis 1980 dans le Santuario Nacional Los Manglares de Tumbes, qui a été déclaré site Ramsar en 1997.

1.5- Les Forêts de mangroves en Océanie

Dans le nord en Australie et dans le Delta du Fly en Papouasie-Nouvelle-Guinée, elles forment des forêts denses et complexes, qui s'étendent souvent loin dans les terres, tandis que sur certaines des plus petites îles comme la Nauru et Niue, les palétuviers sont trouvés seulement comme des ceintures étroites le long des côtes ou dans de petites parcelles isolées. L'Océanie est la région ayant la plus petite étendue de mangroves dans le monde entier (environ 1 972 000 ha); 75 % sont concentrés en Australie, qui, ensemble avec la Papouasie-Nouvelle-Guinée, les îles Salomon, Fidji et la Nouvelle-Zélande représentent environ 98 % de la superficie des mangroves de la région (Spalding et al., 2010). Bien que les grands peuplements de mangroves ne représentent que 0,8 % du secteur forestier de l'Australie, ils couvrent 0,1 % de la superficie totale de ce pays. L'Océanie a perdu environ 209 000 ha de mangroves au cours des 25 dernières années (FAO, 2007). Cette perte est faible en comparaison avec d'autres régions. Dans les îles Salomon, les mangroves sont largement utilisées pour le bois énergie, le bois de service et le bois d'œuvre. La surexploitation et la conversion à d'autres usages, y compris le développement côtier, ont causé la majorité des pertes au cours du temps. Leur dégradation continue, mais des efforts sont faits pour les protéger légalement et régénérer les forêts. À Fidji, la conversion pour l'agriculture est la principale cause de disparition des mangroves.

2 - Les fonctions principales des mangroves

Les mangroves remplissent des fonctions critiques liées à la régulation de l'eau douce, des nutriments et des sédiments dans les zones marines. En piégeant et en stabilisant les sédiments fins, elles contrôlent la qualité des eaux marines côtières. Les mangroves sont aussi extrêmement importantes dans le maintien des réseaux trophiques côtiers et des populations d'animaux qui y vivent dépendent de la mangrove à différents stades de leur cycle de vie, comme les oiseaux, les poissons et les crustacés. Les mangroves ont un rôle important dans le contrôle de la pollution grâce à leur capacité d'absorption des polluants organiques et des nutriments, et elles jouent un rôle important dans la protection contre les tempêtes et la stabilisation du littoral. Trois des fonctions écologiques les plus importantes des mangroves sont le stockage de carbone, la fourniture de ressources alimentaires directe via un réseau alimentaire détritique et un habitat à une grande variété de poissons et d'invertébrés, qui sont à leur tour les ressources alimentaires pour de nombreuses espèces d'oiseaux, de reptiles (crocodiles) et y compris les mammifères rares tels que le tigre du Bengale.

2.1- Mangroves et changements climatiques

Parmi les réponses aux changements climatiques, en plus de la réduction des émissions de gaz à effet de serre pour gérer efficacement les effets du changement climatique, il est aujourd'hui reconnu que nous devons faire bien davantage appel aux solutions offertes par la nature. Ainsi, la gestion durable d'écosystèmes tels que les forêts, les zones humides, et particulièrement les zones humides de mangroves peut contribuer à réduire les émissions de carbone et également à aider les populations humaines à s'adapter aux impacts qui se font ressentir dans le monde entier. Les mangroves en bon état de fonctionnement, comparées aux mangroves dégradées, présentent une meilleure endurance au changement climatique. De même, les récifs coralliens et les écosystèmes côtiers associés aux mangroves saines présentent une plus grande résistance au changement climatique selon une série d'études du WWF International, de l'UICN et de Nature Conservancy⁴. Une étude conduite par une équipe du Service des Forêts des États-Unis d'Amérique et des scientifiques d'université montre que les forêts de mangroves stockent plus de carbone que la plupart des types de forêts du monde. Leur témoignage est publié dans « Nature Geoscience »⁵.

⁴ http://www.cifor.org/publications/pdf_files/cop/fd2_cameroon/session%203%20presentation/Vuln%C3%A9rabilit%C3%A9%20&%20adaptation%20mangroves_Forest%20Day_10%20nov%2009.pdf;
http://www.iucn.org/fr/ressources/focus/uicn_durban_focus_fr/ ;
<http://data.iucn.org/dbtw-wpd/edocs/2006-041.pdf>;
http://www.iucn.org/fr/nouvelles_homepage/nouvelles_par_region/oceanie_news/?8382/Work-for-mangroves-gets-new-look

⁵ www.nature.com/naturegeoscience.com);
<http://www.gloemis.com/Earthscan.pdf>

2.2- Fonction de stabilisation et de protection des berges

Situées le long du littoral, les mangroves jouent un rôle très important dans la formation des sols, la protection du littoral et la stabilisation des berges. La vaste forêt de mangroves, les structures en dessus du sol agissent comme un tamis, en réduisant la vitesse du courant, en accroissant la capacité de rétention et de sédimentation (Augustinus, 1995). Non seulement les mangroves piègent les sédiments, mais aussi elles produisent des sédiments par accumulation par le biais des dérivés de matières organiques. À travers la sédimentation et la formation des sols, les mangroves stabilisent les sols, ce qui réduit le risque d'érosion, particulièrement dans des conditions de haute énergie telles que les tempêtes tropicales.

2.3- Fonction d'habitat pour les animaux et de source de nourriture

Les mangroves fournissent à la fois l'habitat et une source de nourriture pour une communauté d'animaux divers qui habite à la fois l'intérieur de la forêt et dans les eaux côtières adjacentes. Certains animaux dépendent de l'environnement de mangroves durant leur vie entière tandis que d'autres utilisent les mangroves uniquement pendant des stades de vie spécifiques, en général les étapes de reproduction et juvéniles (Yáñez-Arancibia et al., 1988). Le système complexe de racine-échasses des ligneux de la mangrove fournit un substrat pour la colonisation par des algues, des insectes xylophages et nuisibles comme les anatifes, les huîtres, les mollusques et les éponges. Du groupe diversifié d'invertébrés abrité par les mangroves, les arthropodes, les crustacés et les mollusques sont parmi les plus abondants et ont un rôle important dans les écosystèmes de mangroves. Certaines espèces de crabes et coléoptères, reconnues comme des prédateurs des propagules, peuvent influencer la structure des forêts de mangroves (Smith, 1987(a)). Les crabes et les escargots, des composantes importantes de la chaîne alimentaire comme détritivores, aident à décomposer les feuilles mortes à travers leurs prélèvements. Les crevettes, ainsi qu'une diversité de mollusques comme les bivalves (moules, huîtres, palourdes, etc.) trouvent de la nourriture et un abri dans les forêts de mangroves. De nombreuses espèces d'insectes, dont certaines jouent un rôle de pollinisateurs et prédateurs, sont trouvées dans les forêts de mangroves. Certaines sont des sources de nourriture pour d'autres animaux (Hogarth, 1999). Les amphibiens, les reptiles et les sauriens comme les grenouilles, les serpents, les lézards et les crocodiles habitent également les forêts de mangroves. Les oiseaux utilisent les mangroves comme refuge, nid, et pour l'alimentation. En Floride et en Australie, jusqu'à 200 espèces d'oiseaux ont été signalées autour des mangroves (Ewel et al., 1998). Parmi les mammifères des forêts de mangroves, on trouve des rats laveurs, des cochons sauvages, des rongeurs, des cervidés, des singes et des chauves-souris.

2.4- Fonction d'amélioration de la qualité de l'eau

Les habitats des mangroves maintiennent la qualité de l'eau. Par le piégeage des sédiments dans le système racinaire des végétaux, des solides et d'autres éléments sont conservés par les eaux, protégeant ainsi les autres écosystèmes côtiers tels que les parcs à huîtres, les herbiers marins et les récifs coralliens d'une sédimentation excessive. Ce processus peut également supprimer les polluants agrochimiques et les métaux lourds de l'eau, car ces contaminants adhèrent aux particules des sédiments. Les mangroves peuvent également améliorer la qualité de l'eau en éliminant les nutriments organiques et inorganiques de l'eau. Grâce à la dénitrification et l'envasement des nutriments, les mangroves réduisent les concentrations de nitrates et de phosphore dans l'eau contaminée, ce qui empêche l'eutrophisation côtière et en aval (Ewel et al., 1998). Cependant, le potentiel de la mangrove pour « nettoyer » l'eau est limitée et dépend de la nature des intrants, de la superficie, de la biochimie des nutriments de la forêt de mangrove. Les mangroves ont aussi été utilisées comme traitement tertiaire des eaux usées (Tan & T. K. Tan, 2001). Même si cette pratique peut augmenter la productivité des mangroves en fournissant des nutriments, elle doit être menée dans des conditions soigneusement conçues et suivies. Cela permettra de réduire les impacts négatifs, comme la contamination des cours d'eau adjacents ou l'introduction d'espèces envahissantes.

2.5- Les impacts des phénomènes naturels sur les mangroves : les tempêtes et les ouragans

Les mangroves sont particulièrement sensibles aux tempêtes et ouragans en raison de leurs milieux exposés au sein de la zone intertidale, de leur système racinaire peu profond, et du caractère non-cohésif de leurs sols forestiers. L'effet des tempêtes et des ouragans varie selon des facteurs tels que les champs de vent et les niveaux d'eau. Les petits orages tuent généralement les arbres par la foudre ou le vent qui induit la chute d'arbres, crée des trouées. La sédimentation côtière résultant de tempêtes peut également conduire à l'expansion des forêts de mangroves. En revanche, les tempêtes à haute énergie (ouragans et typhons) peuvent dévaster les forêts de mangroves. Des populations entières de mangroves peuvent être détruites, avec d'importants effets à long terme sur l'écosystème (Jimenez et al., 1985). Les forêts de mangroves qui sont fréquemment touchées par les ouragans présentent une structure uniforme de la hauteur des arbres, et parfois, ont des changements dans la composition spécifique. Cependant, les forêts de mangroves peuvent se régénérer en dépit de tels impacts.

2.6- Altération de la fonction de sédimentation par des phénomènes naturels ou des faits anthropiques

Même si les mangroves colonisent les milieux sédimentaires, les dépôts excessifs de sédiments peuvent les endommager. Une sédimentation modérée est bénéfique pour les mangroves

comme une source de nutriments et permet de suivre les augmentations prévues de l'élévation du niveau de la mer. Lorsqu'elle est excessive, la sédimentation soudaine peut réduire la croissance ou même tuer les mangroves. Un ensevelissement complet des structures profondes de mangroves (racines aériennes, pneumatophores) interrompt les échanges gazeux, ce qui asphyxie les tissus des racines des arbres. La sédimentation excessive peut résulter de phénomènes naturels tels que les crues et des ouragans, mais aussi des altérations de l'écosystème par l'homme. Des constructions de routes et de barrages, des mines et des dragages ont enseveli et tué des mangroves.

2.7- La pollution

La pollution d'origine humaine dans les écosystèmes de mangroves consiste en la pollution thermique, la pollution en métaux lourds, la pollution par les produits agrochimiques, la pollution par les nutriments (y compris les eaux usées), et les déversements d'hydrocarbures. La pollution thermique n'est pas commune dans la région tropicale, mais lorsqu'elle est présente, elle réduit la surface foliaire, cause des chlorotiques aux feuilles, entraîne une défoliation partielle et rend les plants nains. Les semis sont plus sensibles que les arbres, montrant une mortalité de 100 % avec une hausse de la température de l'eau entre 7 et 9 ° C (Hogarth P., 1999).

Les déchets miniers et industriels sont les principales sources de pollution aux métaux lourds (notamment le mercure, le plomb, le cadmium, le zinc et le cuivre). Lorsque les métaux lourds atteignent un site de mangroves, ceux-ci sont déjà liés aux particules en suspension (sédiments) et en général ne représentent presque plus une menace écologique. Bien que l'accumulation de métaux lourds dans les sols de mangroves n'ait pas été étudiée en détail, ils pourraient diminuer la croissance et les capacités de respiration des mangroves, et auraient également un impact négatif sur les animaux associés aux mangroves. Les concentrations de mercure, de cadmium et de zinc sont toxiques pour les invertébrés et les larves de poissons, les métaux lourds causent du stress physiologique et affectent la reproduction des crabes. Le ruissellement provenant des exploitations agricoles représente la principale source de contamination chimique organique pour les écosystèmes de mangroves. Les effets des pesticides sur les mangroves et sur la faune qui leur est associée sont peu connus. Comme les métaux lourds, beaucoup de ces composés sont absorbés sur des particules de sédiments et se dégradent très lentement dans des conditions anoxiques. Malgré la possibilité d'envasement, les métaux lourds et les pesticides peuvent s'accumuler dans les animaux qui utilisent les mangroves (en particulier ceux qui sont étroitement associés aux sédiments de mangroves), tels que poissons, crevettes et les mollusques. Les poissons, les crustacés et les mollusques contaminés peuvent transmettre les métaux lourds et pesticides aux personnes qui les consomment et entraîner des problèmes de santé humaine.

3 - Les services écosystémiques des mangroves

La nature complexe des écosystèmes de mangroves - leur productivité et leur biodiversité, leur rôle dans les processus physiques, chimiques et biologiques du littoral ainsi que leur lien étroit avec les écosystèmes adjacents - ne peut pas être considérée isolément de leur valeur pour les humains. Dans certaines sociétés traditionnelles, les hommes utilisent toujours et vivent au sein de l'écosystème de la mangrove : leur impact est souvent durable, et ils peuvent être une partie intégrante de l'écologie et du fonctionnement de la mangrove. Dans la plupart des milieux à forte intensité d'utilisation par l'espèce humaine, la nature de cette relation a changé. Il est extrêmement important, tant pour l'avenir de la mangrove que pour le bénéfice des sociétés humaines, que le rôle et la valeur des mangroves soient correctement évalués et diffusés. Dans les conditions idéales, les mangroves peuvent abriter de grands arbres, atteignant des hauteurs de 30 m. Le bois dur de nombreuses espèces est recherché en raison de sa résistance aux attaques des termites. Ce bois est également largement utilisé comme bois d'œuvre et de service à cause de sa résistance à la pourriture dans les eaux salines. Une autre utilisation moins durable du bois de mangrove est la production de copeaux de bois et des pâtes, diversement utilisés pour le papier, la production d'agglomérés et la conversion pour l'industrie textile. De vastes zones de mangroves en Malaisie Bornéo et en Papouasie, en Indonésie, ont été coupées et abattues pour cette industrie. L'écorce de plusieurs arbres de *Rhizophora* et *Bruguiera* est riche en tanins et en a historiquement joué un rôle crucial dans la préparation du cuir.

Les palmiers *Nypa* sont largement utilisés sous forme de chaume pour le logement traditionnel. Quelques communautés utilisent des fruits de la mangrove pour l'alimentation, notamment *Sonneratia*, mais aussi d'*Avicennia*, *Bruguiera* et *Kandelia* (Bandaranayake, 1998 et Tan & T. K. Tan, 2001). Le nectar d'un certain nombre d'espèces de mangrove produit un excellent miel et est largement utilisé par les apiculteurs à Cuba, en Tanzanie, au Bangladesh et au Vietnam. Quelque 40 000 ruches sont déplacées dans les mangroves de Cuba pendant la saison de floraison d'*Avicennia*, produisant jusqu'à 2 700 tonnes de miel (Suman, 2003). La chasse et la cueillette d'animaux dans la forêt de mangroves sont également très répandues. La pêche de poissons et de crustacés dans la mangrove constitue une importante activité socio-économique. Les oiseaux sont aussi chassés dans de nombreuses zones et plus inhabituelle est la collecte de larves d'insectes au nord de l'Australie (Wightman, 2006). La pêche de subsistance et celle commerciale, qui sont des activités traditionnelles dans plusieurs pays, dépendent des mangroves saines.

Les sociétés traditionnelles dans les régions côtières tropicales ont utilisé et utilisent encore des feuilles, des fruits, des écorces ou autres produits de la mangrove pour la médecine traditionnelle. La gamme complète d'utilisation est vaste, y compris le traitement des troubles intestinaux, les ulcères d'estomac, les hépatites, tumeurs, hémorragies externes et des plaies, l'asthme et comme contraceptif. De futures recherches seront utiles pour découvrir ou fournir les

sources de nouveaux composés à des fins médicinales, cosmétiques ou agricoles (Bandaranayake, W.M., 2002). Les feuilles issues des mangroves riches en tanins et salées n'ont pas de valeur nutritionnelle élevée, mais dans certains cas elles sont utilisées comme un supplément diététique pour les chameaux et les chèvres.

Les mangroves sont parmi les plus importants habitats intertidaux des pêches maritimes et côtières. Les espèces liées aux mangroves constituent 30 % des poissons pêchés et presque 100 % des captures de crevettes dans les pays du Sud-Est asiatique (Rönnbäck P., 1999), tandis que les mangroves du Queensland en Australie abritent 75 % des espèces commerciales (Manson et al., 2005 (a)). La structure tridimensionnelle de l'habitat, larges vasières intertidales, et les systèmes complexes de canaux fournissent des abris de poisson, des invertébrés comme les mollusques (huîtres, coques et moules), les crabes et les crevettes pour des besoins locaux et commerciaux. Un large éventail de techniques de pêche est utilisé, mais l'utilisation de pièges et de filets est généralement commune. Plusieurs évaluations économiques fournissent certains des arguments les plus puissants en faveur de la gestion, la protection ou la restauration des mangroves. Non seulement les mangroves ont des valeurs de droit propre, mais elles ont souvent beaucoup plus de valeur par unité de surface que d'autres utilisations, y compris l'aquaculture (Walton et al., 2006 et Aburto-Oropeza et al., 2008), l'agriculture ou encore le tourisme (Rohorua et al., 2006).

Un nombre important d'études ont tenté de quantifier les divers avantages financiers fournis par les mangroves. Il existe un écart considérable de la valeur estimée des mangroves selon le lieu. Cette variation peut être liée à de réelles différences de situations économiques et sociales dans chaque localité. Dans les mangroves productives adjacentes à de grandes populations ou relativement riches, comme Matang en Malaisie, Santa Catarina au Brésil, ou terminus, au Mexique, la pêche est évaluée à plus de 1700 \$ par hectare et par an. Ces chiffres sont beaucoup plus bas dans les situations de subsistance comme à Fidji, au Cambodge ou Sri Lanka. Les valeurs du bois sont variables (et l'extraction de bois n'est pas toujours autorisée), mais sont généralement inférieures aux valeurs de la pêche dans un endroit donné (200-1000 dollars américains par hectare?). Les estimations de la valeur des services de la bio-filtration et de la protection du littoral sont très variables de 50 à 5000 dollars américains par hectare.

La prodigieuse et étonnante valeur des mangroves pour l'adaptation et la réduction des changements climatiques et pour la protection des vies humaines face aux catastrophes naturelles est indéniable bien qu'il soit difficile de la chiffrer en termes financiers.

Conclusion

Les menaces et les pertes de mangroves dans toutes les régions demeurent des problèmes actuels. De nombreux pays ont promulgué des lois et pris d'autres mesures légales et techniques afin de protéger les mangroves et d'atténuer la perte. Cependant, l'application effective de la législation est souvent entravée par une faiblesse des capacités et un manque de ressources financières et matérielles. Des pays ont désigné des mangroves comme Aires Protégées ou site de conservation (sites Ramsar ou site du Patrimoine Mondial).

Comme recommandation, la Convention de Ramsar sur les zones humides propose la promotion de solutions durables aux problèmes identifiés afin d'atténuer les menaces à la stabilité de la mangrove, la réhabilitation des terres dégradées et la conservation et l'exploitation durable de la biodiversité des forêts de mangroves. Il s'agit de mettre en œuvre des actions de démonstration telles que la restauration du système hydrologique et du couvert végétal, des mesures pour réduire la dégradation des mangroves et d'accroître les réserves de la séquestration du carbone. Une attention particulière doit être accordée à la compréhension des causes profondes de l'appauvrissement des mangroves pour trouver et appliquer des solutions durables, par exemple, par la protection participative des bassins versants ce qui offrira des avantages significatifs pour le bien-être des sociétés humaines. Le maintien des mangroves en bon état de fonctionnement et la réhabilitation des mangroves dégradées assureront la conservation et l'utilisation durable de la biodiversité par le développement d'un cadre politique et réglementaire pour la gestion durable des ressources de mangroves. Le but est de développer une réponse aux graves problèmes de conservation des forêts de mangroves pour inverser les tendances de leur dégradation accélérée.

La Convention de Ramsar sur les Zones Humides propose de mettre en service son éventail d'outils, de manuels et de guides pour l'utilisation rationnelle des zones humides. Les Résolutions pertinentes de la Conférence des Parties peuvent être également utilisées. Des programmes des Nations Unies et d'autres conventions environnementales devront joindre leurs forces à l'initiative sur la base des mémorandums de coopération existants. Les lignes directrices pertinentes et les plans de travail de ces conventions devraient également être utilisés.

La Francophonie peut jouer un rôle fédérateur pour encourager des actions à grande échelle, incluant des actions communes transfrontalières à l'échelle des bassins hydrologiques. Ce serait une contribution précieuse pour le développement durable.

Références bibliographiques

- Aburto-Oropeza, O., E. Ezcurra, G. Danemann, V. Valdez, J. Murray, and E. Sala., 2008. Mangroves in the Gulf of California increase fishery yields. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 105:10456–10459.
- Adams, A. J., 1993. Red mangrove pro-root habitat as a finfish nursery area. A case study of Salt River, St. Croix, U.S.V.I. *Proc. Gulf Carib. Fish Inst.* 46:22-47.
- Augustinus, P. G. E. F., 1995. Geomorphology and sedimentology of mangroves. In : Perillo G.M.E. (ed.), *Geomorphology and Sedimentology of Estuaries. Developments in Sedimentology* 53. Amsterdam : Elsevier-Science.
- Bandaranayake, W.M., 2002. Bioactivities, bioactive compounds and chemical constituents of mangrove plants. *Wetlands Ecology and Management* 10(6) : 421-452.
- Bandaranayake, W.M., 1998. Traditional and medicinal uses of mangroves. *Mangroves and Salt Marshes* 2: 133-148.
- Dame M, Kebe M., 2000. Review sectorielle de la peche au Senegal : aspects socio-economiques. Dakar (Senegal) : Ministère de L'agriculture, institut Sénégalaise de recherches agricoles.
- Ewel, K.C., R.R Twilley, and J. E. Ong., 1998. Different kinds of mangrove forests provide different goods and services. *Global Ecology and Biogeography Letters* 7: 83-94.
- FAO and Wetlands International, 2006. *Mangrove Guidebook for Southeast Asia*
- FAO, 2005. *Global Forest Resources Assessment (2005). Thematic study on Mangroves Pakistan Country Profile.* Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- FAO, 2007. *The world's mangroves 1980–2005. Forestry Paper No. 153.* Rome (Italy) : Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Hogarth P., 1999. *The Biology of Mangroves.* Oxford University Press, New York. ISBN 0198502230, pp 228.
- Jimenez, J.A. and A. E. Lugo., 1985. Tree mortality in mangrove forests. *Biotropica* 17(3) : 177-185.
- Manson, F.J., Loneragan, N.R., Harch, B.D., Skilleter, G.A., Williams, L., 2005 (a). A broad-scale analysis of links between coastal fisheries production and mangrove extent: a case-study for northeastern Australia. *Fish. Res.* 74, 69–85.

- Rohorua, Halahingano & Lim, Steven, 2006. An inter-sectoral economic model for optimal sustainable mangrove use in the small island economy of Tonga, 2006 Conference, August 24-25, 2006, Nelson, New Zealand 31966, New Zealand Agricultural and Resource Economics Society.
- Rönnbäck P., 1999. The Ecological Basis for the Economic Value of Mangrove Forests in Seafood
- Smith, T. J. III., 1987(a). Seed predation in relation to tree dominance and distribution in mangrove forests. *Ecology* 68 : 266-273.
- Spalding M., Kainuma M. & Collins L., 2010. World Atlas of Mangroves. Earthscan, 319 Pages
- Spalding, M., Blasco F. & Field C., 1997. World Mangrove Atlas. The International Society for Mangrove Ecosystems, Okinawa, Japan. 178 pp.
- Suman, D., 2003. Can You Eat a Mangrove?: Balancing Conservation and Development in the Management of Mangrove Ecosystems in Cuba. *Tulane Environmental Law Journal* 16:619-652.
- Tan & T. K. Tan, 2001. Mangrove horseshoe crab, *Carcinoscorpius rotundicauda*, family Limulidae. In Peter K. L. Ng & N. Sivasothi. A Guide to Mangroves of Singapore 1. Singapore Science Centre. <http://mangrove.nus.edu.sg/guidebooks/text/2076.htm>.
- Walton M ., Gisele P.B. Samotnte-Tan, Jurgenne H. P., Gareth E. J & Lewis Le Vay, 2006. Are mangroves worth replanting? The direct economic benefits of a community-based reforestation project. *Environmental Conservation* 33 (4) : 335–343 doi:10.1017/S0376892906003341
- Wightman, G., 2006. Mangroves of the Northern Territory, Australia: identification and traditional use. Northern Territory. Dept. of Natural Resources, Environment and the Arts, Palmerston.
- Yáñez-Arancibia, Lara-Domínguez A., A.L., Rojas-Galaviz J.L., Sánchez-Gil P., Day Jr J.W.. & Madden C.J., 1988. Seasonal biomass and diversity of estuarine fishes coupled with tropical habitat heterogeneity (southern Gulf of Mexico). *J. Fish Biol.* 33 : 191-200.

3.3 Les forêts des petits états insulaires en développement

Kouraichi Said HASSANI, *éco-conseiller diplômé*, Email : Kouraichi_Said-Hassani@uqac.ca

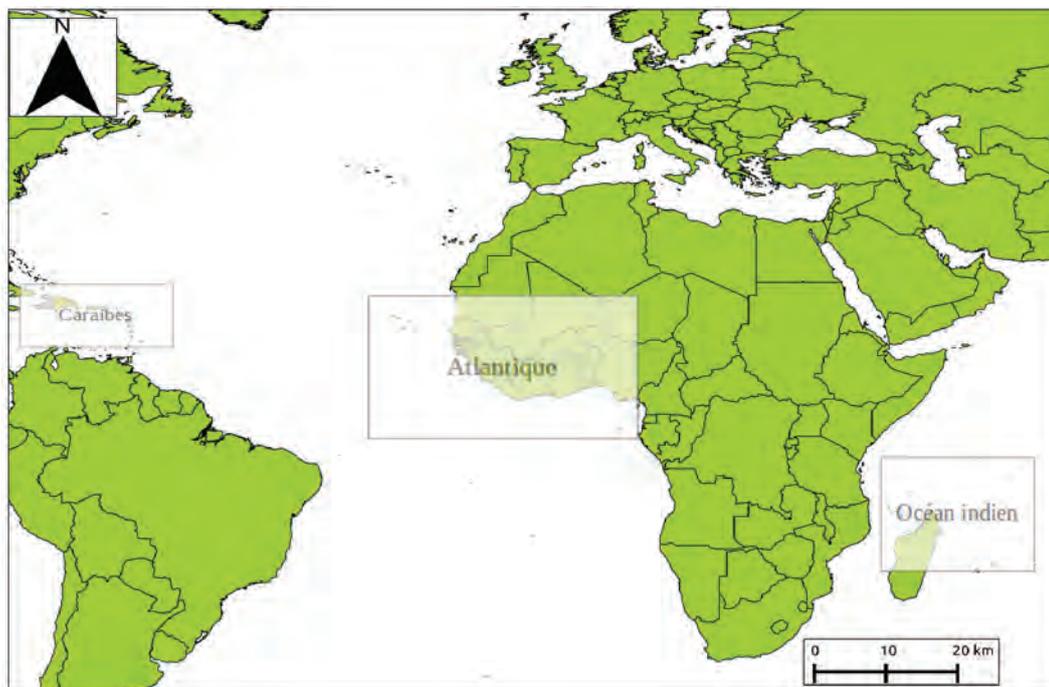
Abdoul OUSMANE DIA, *Analyste en Écologie et Statistiques*

Youssef ABLOUHODA, *Spécialiste en Études d'Impact environnemental*, Email : aboulhouday@gmail.com

Introduction

Plusieurs auteurs ont tenté de donner une définition au groupe des petits états insulaires s'étendant de la biogéographie à l'économie en passant par la socio-économie. Dans le présent article, les PEI retenus sont des unités écogéographiques discontinues donc « terres isolées par l'eau environnante et avec une forte proportion de littoral à l'arrière-pays » (Évaluation des écosystèmes pour le Millenium *in* CBD, 2012). Seuls les petits états insulaires en développement de la Francophonie sont retenus. Dans les sections qui suivent, le vocable PEID générique sera utilisé pour désigner les petits états insulaires francophones étudiés. Ces états se composent de : Cap-Vert, Comores, Dominique, Haïti, Maurice, Sainte-Lucie, Sao Tomé et Príncipe ainsi que les Seychelles.

Figure 7. Situation géographique des petits états insulaires francophones étudiés



Localisés dans l'océan Indien, l'océan Atlantique et la mer des Caraïbes, ces états, même regroupés, présentent des aspects assez hétérogènes et des réalités très variables du point de vue géographique, physique, climatique, social, culturel et ethnique (Nurse et Sem, 2001). Cependant, ces états présentent aussi plusieurs similarités qui leur permettent de se distinguer

par rapport aux ensembles continentaux et qui mettent en exergue leurs caractéristiques vulnérables. Les principales caractéristiques communes sont : la taille limitée, la susceptibilité vis-à-vis des catastrophes naturelles, la sensibilité aux variations du niveau de la mer, un isolement relatif, une densité de population souvent élevée et un fort taux d'accroissement démographique (Nurse et Sem, 2001). À cela s'ajoutent la rareté de l'eau (mince nappe d'eau souterraine) et l'effet de la masse d'eau océanique qui influencent, notamment, les infrastructures et les activités physiques, naturelles et socio-économiques (Nurse et Sem, 2001). Ces spécificités font des PEID des milieux où les ressources naturelles, très limitées, jouent un rôle prépondérant dans le développement local. Les espaces forestiers terrestres et côtiers (les mangroves) font partie de ces ressources essentielles et limitées. Elles sont peu diversifiées, mais présentent un haut degré d'endémisme (Wilkie et *al.*, 2002). Souvent, caractérisées par une topographie très accidentée, la répartition et la distribution des forêts suivent une toposéquence (succession altitudinale) et une gradation latitudinale (éloignement de la mer). Leur taux d'endémisme particulièrement élevé est dû à l'isolement des îles (Nurse et *al.*, 2007). La topographie accentuée et la nature du substrat joueraient également un rôle sur l'établissement et le maintien d'une biodiversité exceptionnelle dans ces milieux insulaires. Les forêts constituent des réservoirs de la biodiversité et jouent un rôle-clef dans le cycle du carbone en plus d'offrir des services écologiques qui dépendent de la stabilité et des fonctions assurées par la diversité des espèces en place (Sunderlin et *al.*, 2005).

Le présent article présente un aperçu des forêts des PEID et se focalise sur les principales caractéristiques de ces écosystèmes, sur leurs rôles écologique et socio-économique, ainsi que sur les éléments qui influencent leur vulnérabilité.

1- Le couvert forestier dans les PEI

Compte tenu de leur exiguïté, le couvert forestier, dans les PEID, représente de très faibles proportions à l'échelle locale, mais également à l'échelle globale. Ces superficies forestières varient grandement d'un état à un autre et totalisent pour l'ensemble de huit états considérés une valeur de 384 000 ha (Tableau 2).

Tableau 2. Répartition et évolution du couvert forestier (x1000 ha) de 1990 à 2010 dans les PEI océaniques francophones (FAO, 2010)⁶

États	1990	2000	2005	2010
Cap Vert	58	82	84	85
Comores	12	8	5	3
Dominique	50	47	46	45
Haïti	116	109	105	101
Maurice	39	39	35	35
Sainte-Lucie	44	47	47	47
Sao Tomé et Príncipe	27	27	27	27
Seychelles	41	41	41	41
Total (2010)				384

Le tableau 2 montre l'évolution du couvert forestier entre 1990 et 2010. Il reflète donc les gains et les pertes (déforestation) en superficie forestière et permet de constater que l'évolution du couvert forestier dans les PEID considérés connaît des fluctuations d'une décennie à l'autre.

Selon le rapport de la FAO (2010), les huit PEID considérés totalisent une superficie de 3 826 000 ha de terres émergées. Ainsi les 384 000 ha de forêts représentent 10 % des terres émergées.

Par ailleurs, la proportion relative du couvert forestier par rapport à la superficie des États (Tableau 3), montre que Seychelles, Sainte-Lucie et Dominique présentent les taux les plus élevés soient respectivement 89 %, 77 % et 60 % suivis de Sao Tomé et Príncipe, Maurice et Cap-Vert qui se composent respectivement 28 %, 17 % et 21 % de couvert forestier. Haïti et Comores sont les états les moins lotis en couvert forestier soit respectivement 3,7 % et 1,6 %. Compte tenu des superficies variables des états, Haïti semble faire face à une vague de déforestation probablement liée aux activités anthropiques et aux effets des catastrophes naturelles. D'ailleurs, la plupart des PEID sont soumis à des catastrophes comme les cyclones, raz de marée, éruptions volcaniques, tremblements de terre, incendies de forêt, glissements de terrain, sécheresses prolongées et inondations généralisées. À titre d'exemple, en 2004, dans l'océan Indien, notamment aux Seychelles, on rapporte des impacts directs du tsunami, conséquence de tremblements de terre, sur la végétation des mangroves et des forêts côtières (UNEP, 2005).

⁶ Source FAO : FRA (2010)

Tableau 3. Proportion relative du couvert forestier par rapport aux superficies des PEID en 2010

États	Proportions (%)
Cap Vert	21.1
Comores	1.6
Dominique	60.0
Haïti	3.7
Maurice	17.2
Sainte-Lucie	77.0
Sao Tomé et Príncipe	28.1
Seychelles	89.1

La variation observée du couvert végétal est liée à plusieurs facteurs (Wilkie, *al.*, 2002). Nous présentons dans cet article en guise d'exemples, certains facteurs d'influence, notamment la démographie et la production du bois de chauffage. En effet, la demande en énergie est un facteur important de consommation de ressources naturelles et ce facteur devrait être influencé par l'évolution de la croissance de la population.

Le tableau 4 montre les taux de changement de couvert observés au cours de la même période. Entre 1990 et 2000, seuls le Cap-Vert et Sainte-Lucie ont accusé une augmentation de couvert de 3,5 %/an et 0,7 %/an alors que les autres états ont enregistré des pertes notables. La décennie suivante est marquée par une augmentation sensible de 0,4 % annuellement pour le Cap-Vert. Pour tous les autres états, les pertes de couvert sont marquées pendant la décennie 1990-2000 et certains comme les Comores, Dominique, Haïti et Maurice décrivent des pertes notables. Les îles Comores enregistrent les pertes les plus marquées pendant cette décennie soit environ 9,3 %/an.

Tableau 4. Taux de changement de couvert forestier pour les périodes 1990-2000 et 2000-2010⁷

États	1990-2000	2000-2010
Cap-Vert	3,5	0,4
Comores	-4,0	-9,3
Dominique	-0,6	-0,4
Haïti	-0,6	-0,8
Maurice	na	-1,1
Sainte-Lucie	0,7	na
Sao Tomé et Príncipe	na	na
Seychelles	na	na

2- Les facteurs influents

Les changements de couvert observés dans les PEID peuvent être liés à plusieurs facteurs notamment la démographie et l'exploitation des produits forestiers. Au niveau de la démographie, on observe une tendance globale à l'augmentation dans les périodes 1990-2000 et 2000-2010 (Tableau 5).

Tableau 5. Évolution de la population (X1000) des PEI entre 1990-2010⁸

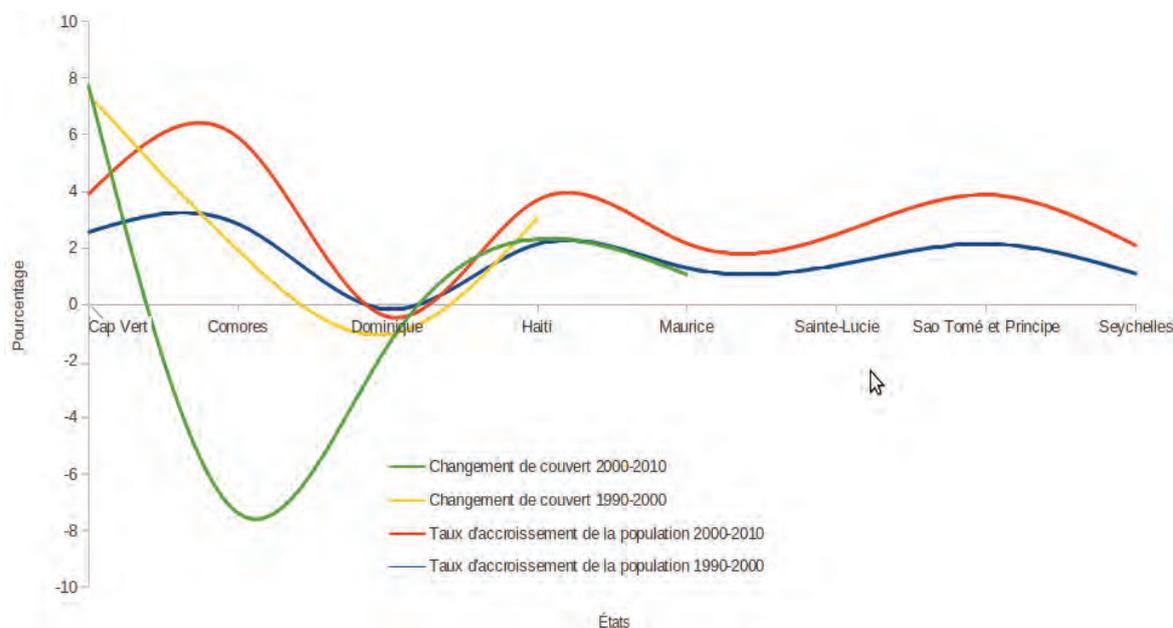
États	1990	2000	2010
Cap-Vert	348.2	437.2	496.0
Comores	437.9	562.5	734.8
Dominique	70.9	69.7	67.8
Haïti	7 124.9	8645.4	9 993.2
Maurice	1 059.5	1 196.0	1 299.2
Sainte-Lucie	138.0	157.1	174.3
Sao Tomé et Príncipe	116.1	141	165.4

Pour la plupart des états insulaires concernés, le taux d'accroissement de la population (Figure 8) semble suivre une tendance inverse du taux de changement de couvert. À l'exception du Cap-Vert, marqué par une augmentation du taux de couvert forestier et de la Dominique où la diminution du taux d'accroissement s'accompagne d'une réduction du couvert forestier. Ces particularités pourraient être liées, d'une part aux politiques de reforestation entreprises par le Cap-Vert et, d'autre part, aux phénomènes climatiques désastreux qui auraient pu engendrer des pertes notables de superficies forestières dans le cas de la Dominique.

⁷ Source : FRA (2010)

⁸ Source : UNDESA (2011), Accédé le 21 Avril 2012

Figure 8. Évolution combinée du changement de couvert forestier et du taux d'accroissement de la population des PEID francophones



L'augmentation de la population pourrait avoir pour corollaire l'accroissement de la production en produits forestiers ligneux ou/et non-ligneux suite à la demande exprimée. Le tableau 3 montre l'évolution de la production du bois de chauffage dans les PEID. Une tendance semble se dégager quant à l'évolution et la variation du taux de couvert. Il faut souligner que ces PEID font face à des réalités énergétiques pour lesquelles la demande croissante n'est satisfaite en partie que par l'exploitation et l'utilisation du bois de chauffage. Tous les états ont enregistré une augmentation substantielle de la production de bois de chauffage à l'exception de Dominique, de Maurice et de Seychelles où la production semble se réduire. Cette réduction pourrait découler notamment d'une amélioration du mode de gestion des forêts dans la période étudiée. Ces trois pays présentent en outre un profil énergétique particulier. Les données du tableau 7 montrent que la consommation en électricité, par exemple, a augmenté entre 2000 et 2010.

Tableau 6. Évolution de la production de bois de chauffage (m³) dans les PEID de 1990-2010⁹

États	1990	2000	2010
Cap Vert	99 811	147 181	193 351
Comores	137 674	201 087	265 913
Dominique	8 608	8 086	7 517
Haïti	1 628 210	1 963 646	2 041 135
Maurice	16 000	10 000	9 000
Sainte-Lucie	8 981	9 422	9 850
Sao Tomé et Príncipe	79 464	95 937	107 426
Seychelles	5 860	4 060	3 160

Tableau 7. Consommation d'électricité en 2000 et 2010 en kWh/habitant¹⁰

États	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
Cap-Vert	92,2	91,9	93,3	94,9	94,1	95,8	97,5	96,6	102,4	101,8	457,1
Comores	24,2	26,5	28,8	31,3	30,3	33,03	24,2	24,8	25,4	24,7	26,5
Dominique	517,2	815,1	888,1	966,8	972,2	921,6	944,6	1 077,7	1 154,3	1 151,9	1 085,7
Haïti	98,6	89,8	68,7	71,7	70,5	70,8	61,1	57,3	37	36,5	28,3
Maurice	965,8	985,0	995,7	1 007,1	998,8	1 387,1	1 454,7	1 566,9	1 615,2	1 602,5	1 667,6
Sainte-Lucie	652,8	646,7	667,8	689,5	680,8	1 511	1 551,7	1 580,4	1 812,2	1 804,5	1 877,9
Sao Tomé et Príncipe	87,6	95,7	92,8	89,9	87,1	84,4	72,1	83,9	81,2	78,7	100,5
Seychelles	1 462,3	1 866,7	1 857,7	1 849,2	1 840,9	2 497,9	2 752	2 361,6	2 351,5	2 210,9	2 631,9

Comparativement aux cas évoqués dans le tableau 4, Haïti montre une tendance à la diminution de la consommation d'électricité exprimée en kWh par habitant alors qu'on dénote une relative constance pour les Comores. Cependant, on observe des particularités pour Cap-Vert, Sainte-Lucie et Sao Tomé et Príncipe pour lesquels on enregistre une augmentation de la consommation d'électricité entre 2000 et 2010. Ce qui laisse penser que d'autres facteurs peuvent entrer en ligne de compte et masquer potentiellement les interrelations entre la consommation de bois-énergie et la consommation d'électricité.

3- Les services écologiques dans les PEID

Les forêts des PEID sont d'une grande importance à l'échelle globale en termes de conservation de la diversité biologique notamment des espèces endémiques et de la variabilité génétique

⁹ Source : FAOSTAT(2012), accédé le 21 Avril 2012

¹⁰ Source : Index mundi, <http://www.indexmundi.com/g/g.aspx?v=81000&c=do&c=mp&c=se&l=fr>, accédé le 22 Avril 2012

(Wilkie et *al.*, 2002), mais également en termes de protection des ressources en eau et de conservation des sols à l'échelle locale. En outre, elles jouent un rôle de tampon quant aux phénomènes climatiques extrêmes.

Les PEID sont connus pour leur exiguïté et leur isolement qui favorisent le maintien d'un haut degré d'endémisme. Wilkie et *al.* (2002) rapporte que ces états renferment peu de richesse spécifique mais un taux d'endémisme très élevé. À titre d'exemple, à Maurice, plus de 50 % de toutes les plantes supérieures, des mammifères, oiseaux, reptiles et amphibiens sont endémiques. En plus, les Seychelles ont le plus haut taux d'endémisme au monde (CBD, 2012)¹¹. Aux Comores, on dénombre également plusieurs espèces végétales et espèces animales endémiques. Plusieurs de ces espèces sont observées dans les milieux forestiers.

Les ressources en eau sont naturellement limitées dans les PEID. Un des rôles fondamentaux des forêts est la protection de cette ressource essentielle à la vie des communautés locales. Ces écosystèmes jouent un rôle de régulateur dans l'alimentation en eau. Compte tenu de la distance courte à parcourir par les eaux de ruissellement, le couvert forestier ralentit l'écoulement et favorise l'infiltration des eaux et l'alimentation des nappes phréatiques. En outre, les mangroves, écosystèmes forestiers côtiers, jouent un rôle majeur dans la protection contre les inondations, les cyclones et les tempêtes et en tant que filtre (Nurse et Sem, 2001). Elles constituent des espaces tampons de régulation et de protection des côtes contre l'érosion marine (érosion des berges). Les mangroves se présentent également comme espace de refuge pour plusieurs espèces marines et côtières en plus d'alimenter le réseau trophique marin.

Ainsi, les forêts des PEID jouent un rôle écologique primordial puisqu'elles protègent les sols et les côtes contre l'érosion. Leur mode de gestion influence tous les écosystèmes de ces états autant terrestres que marins. Elles influencent, de ce fait, la protection des récifs coralliens qui sont des habitats potentiels pour plusieurs espèces de poissons.

¹¹ <http://www.cbd.int/island/intro.shtml>, accédé le 21 avril 2012.

4- Rôle socio-économique

Les forêts constituent d'importants viviers de biodiversité dans le monde. Elles renferment d'importantes sources de nourriture et autres ressources qui jouent un rôle majeur dans la sécurité alimentaire des populations locales (Sunderland et *al.*, 2005; Sunderland, 2011), mais également leur bien-être (Wilkie et *al.*, 2002). Les produits forestiers ligneux et non-ligneux contribuent également à l'économie des communautés locales.

Selon la FAO (2010), aux Comores, la contribution des forêts s'élève à 4,4 % du PIB contre 0,1 % pour Haïti). Ces contributions restent modestes nonobstant la valeur socio-économique que ces forêts représentent dans les PEID.

Produits forestiers ligneux

Selon les données de 2010, extraites de la base de données FAOSTAT (2012), la valeur monétaire des exportations, par exemple du bois rond, pour le Cap-Vert s'élevait à 217 000 \$ US (0,22 % des exportations totales) alors qu'elle s'établissait à 11 000 \$ US (0,026 %) pour la Dominique, 50 000 \$ US (0,002 %) pour Maurice, 24 000 \$ US (0,18 %) pour Sao Tomé et Príncipe et 87 000 \$ US (0,021 %) pour les Seychelles. Ces états sont les principaux producteurs et exportateurs de produits forestiers ligneux parmi les huit états concernés par la présente étude.

Ces données mettent en relief le rôle économique très limité de ces forêts comparativement à leur importance sociale et écologique dans les PEID. En définitive, le rôle principal de ces forêts dans ces différents états n'est pas essentiellement économique. Les forêts restent surtout dévolues à la conservation de la biodiversité, la protection des ressources en eau et des sols et l'exploitation des produits forestiers non-ligneux qui ont une valeur sociale, mais aussi commerciale inestimable.

Produits forestiers non-ligneux

Les produits forestiers non-ligneux sont de plusieurs sortes : plantes aromatiques et médicinales, plantes ornementales, légumes et fruits.

Selon la FAO, au niveau mondial, la valeur totale enregistrée pour les produits forestiers non-ligneux s'élève à 18,5 milliards de dollars EU; ce qui représente 15 pour cent de la valeur globale des produits forestiers prélevés (FAO, 2011).

Wilkie et *al.* (2002) rapporte que plusieurs produits forestiers non-ligneux ont une valeur économique. C'est le cas, par exemple, de Maurice, pour la production des plantes ornementales comme *Trochetia boutoniana* ou encore de cannelle pour le cas des Seychelles. Par contre, à l'image des produits forestiers, l'immense majorité des produits forestiers non-ligneux reste cantonnée à un circuit commercial parallèle en dehors du circuit économique traditionnel.

(Éco)tourisme

Les écosystèmes forestiers jouent un rôle de premier ordre dans le développement du tourisme notamment celui dit de nature. Ce secteur contribue à la réduction de la pauvreté (Sharpeley et Naidoo, 2010; Spenceley et Meyer, 2012) et se comptabilise parmi les secteurs les plus importants de l'économie des PEID. Vu à la fois comme un pilier économique et un moyen de conservation de la biodiversité, le tourisme devient de plus en plus le principal secteur économique viable lorsque les autres composantes de l'économie sont mises à mal (Sheyvens et Momsen, 2008). Cette tendance pourrait avoir des conséquences non désirées sur les écosystèmes naturels, car elle crée une pression due à l'afflux massif de touristes à travers le développement des infrastructures touristiques souvent en bord de mer et qui contribue à la dégradation des forêts côtières et des mangroves.

5- Vulnérabilités des PEID

Tous les PEID sont soumis aux mêmes risques et probablement aux mêmes conséquences. Les vulnérabilités de ces états viennent de leur sensibilité aux changements climatiques et leurs conséquences. À cet égard, Julca et Paddison (2010) estiment que les effets des catastrophes naturelles vont renforcer cette vulnérabilité qui exacerberait l'effet combiné de l'isolement et du manque de diversification économique. L'intensité du désastre s'accroît à chaque catastrophe. Au-delà de la nature du risque, son intensité, la concentration de l'économie, une population plus dense et une forte concentration des infrastructures aggravent cet état de fait.

Par ailleurs, les catastrophes appréhendées, fortement liées aux vulnérabilités environnementales, pourraient avoir des conséquences néfastes sur les écosystèmes forestiers.

Parmi les principales vulnérabilités auxquelles font face ces états, on retrouve :

- Vulnérabilités géologiques (volcans, séismes et les tsunamis);
- Vulnérabilités météorologiques (ouragans, cyclones et tempêtes);
- Vulnérabilité climatique (température et niveau de la mer).

6- Recommandations

On peut constater le rôle important des écosystèmes forestiers dans les PEID, notamment aux niveaux socio-économique et environnemental.

Leur gestion impose d'avoir des plans d'aménagement et des stratégies de conservation afin de hiérarchiser les actions, selon les îles, les priorités et d'encourager, à l'échelle de chaque PEID, la mise en place de politiques globales de conservation de la diversité biologique à long terme. Ces stratégies pourraient ensuite être déclinées en moyens et en actions dans chacun des états insulaires.

Plusieurs propositions peuvent être émises pour parvenir à ce but :

- Élaborer une typologie commune des habitats des PEID;
- Réaliser une cartographie de ces habitats;
- Caractériser les relations entre les pertes de couvert végétal et indicateurs socio-économiques et environnementaux;
- Déterminer les habitats devant bénéficier en priorité de restauration écologique;
- Établir, au niveau de chaque PEID, des priorités d'actions en terme de restauration écologique.

Ces actions ne peuvent être mises en œuvre que sur la base de connaissances étayées. Les technologies modernes, notamment de cartographie à partir des imageries satellitaires, constituent des outils essentiels d'acquisition de connaissances. À cet effet, eu égard aux vulnérabilités des PEID par rapport aux changements climatiques, une meilleure connaissance des écosystèmes forestiers est capitale pour faire face aux effets des catastrophes appréhendées. En conséquence, un système d'information forestier est utile à chacun des PEID pour développer des outils de gestion et de prévention des catastrophes.

Le renforcement de la coopération entre ces PEID, par la mise en commun des ressources et des données, permettra de faire face plus efficacement aux défis de l'avenir.

Conclusion

Les PEID présentent des particularités et des similarités. Les forêts qu'ils renferment se caractérisent par un haut niveau d'endémisme. Ce taux d'endémisme leur confère un statut de réservoirs de biodiversité unique. Le maintien de cette biodiversité dépend grandement de la conservation de ces forêts. Ces dernières jouent, par ailleurs, un rôle de régulation du climat et de protection des ressources en eau qui représentent un intérêt vital pour les populations des PEID.

La superficie de ces forêts n'est pas constante dans le temps et dans l'espace, mais varie d'un état à l'autre et d'une période à l'autre. Les variations temporelles sont intimement liées aux activités anthropiques et aux phénomènes climatiques dans les pays considérés.

Certains états semblent présenter des situations préoccupantes quant à la célérité de régression de leur couvert forestier selon les observations de ces vingt dernières années.

Il apparaît urgent de mettre en place des stratégies efficaces adaptées aux réalités de chaque état afin de protéger les écosystèmes forestiers des PEID, qui sont par ailleurs fragiles, et de conserver durablement les services rendus par ces écosystèmes aux populations.

La stratégie de Maurice pour le développement durable des PEID reconnaît qu'« Une gestion durable des forêts est cruciale pour les petits États insulaires en développement afin de leur

permettre de réduire la perte de couvert forestier et la dégradation des forêts¹² ». La protection des forêts dans les PEID s'avère essentielle pour la survie des populations qui en dépendent.

Le recours aux technologies de l'information serait d'un grand apport pour soutenir les efforts consentis de protection et de conservation des écosystèmes forestiers dans les PEID.

Références bibliographiques

- CBD., 2012. Qu'est-ce que la biodiversité insulaire?, En ligne : <http://www.cbd.int/island/intro.shtml>, accédé le 22 avril 2012.
- C. Michael Hall, 2010. An Island Biogeographical Approach to Island Tourism and Biodiversity: An Exploratory Study of the Caribbean and Pacific Islands. *Asia Pacific Journal of Tourism Research*, Vol. 15, No. 3
- FAO, 2012. Base de données de statistiques forestières dans le monde (FAOSTAT). <http://faostat.fao.org/DesktopDefault.aspx?PageID=626&lang=fr#ancor>, accédé le 22 avril 2012.
- FAO, 2011. Situation des forêts du monde, 176 pages. <http://www.fao.org/docrep/013/i2000f/i2000f00.htm>, accédé le 22 avril 2012.
- FAO, 2005. Situation des forêts dans le monde. <http://www.fao.org/docrep/007/y5574f/y5574f00.htm>, accédé le 21 avril 2012.
- FAO. (2010). Global Forest Resources Assessment. <http://countrystat.org/for/cont/pxwebquery/ma/t01fo000/en>, accédé le 21 avril 2012.
- FAO, 1999. Conférence ministérielle spéciale sur l'agriculture dans les petits états insulaires en développement : environnement et ressources naturelles dans les petits états insulaires en développement. <http://www.fao.org/docrep/meeting/x1270f.htm>, accédé le 30 avril 2012.
- Ghina, F, 2003. Sustainable development in small island developing states The case of the Maldives. *Environment, Development and Sustainability* 5: 139–165, 2003.
- Index Mundi, 2012. Statistiques détaillées par pays. <http://www.indexmundi.com/g/g.aspx?v=81&c=do&c=mp&c=se&l=fr>, accédé 01 mai 2012.
- Julca, A. Et O. Paddison, 2010. Vulnerabilities and migration in Small Island Developing States in the contexte of climate change. *Nat. Hazards*. (2010) 55:717-728.
- McElroy, J. L., 2003. Tourism Development in Small Islands. *Across the World*1, *Geogr. Ann.*, 85 B (4) : 231–242.
- Mimura, N., L. Nurse, R.F. McLean, J. Agard, L. Briguglio, P. Lefale, R. Payet and G. Sem, 2007. Small islands. *Climate Change 2007 : Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, M.L. Parry, O.F. Canziani, J.P. Palutikof, P.J. van der Linden and C.E. Hanson, Eds., Cambridge University .Press, Cambridge, UK, 687-716.

¹² http://www.un.org/french/ga/search/view_doc.asp?symbol=A/CONF.207/11

- Nurse, L.A., Sem, G. (with Hay, J.E., Suarez, A.G., Wong, P.P., Briguglio, L., and S. Ragoonaden), 2001. Small island states. Chapter 17 in J.J. McCarthy, O.F. Canziani, N.A. Leary, D.J. Dokken and K.S. White (eds.). *Climate Change 2001: Impacts, Adaptation, and Vulnerability*. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), Third Assessment Report. Cambridge University Press, Cambridge, p. 843-875.
- Sharpelley, R. et P. Naidoo, 2010. Tourism and Poverty Reduction: The Case of Mauritius. *Tourism and Hospitality Planning & Development* Vol. 7, No. 2, 145– 162.
- Sheyvens, R. et J. Momsen, 2008. Tourism in Small Island States: From Vulnerability to Strengths. Vol. 16, No. 5.
- Spenceley, A. et D. Meyer, 2012. Tourism and poverty reduction: theory and practice in less economically developed countries, *Journal of Sustainable Tourism*, 20:3, 297-317.
- Sundelin, W., A. Arild, B. Belcher, P. Burgers, R. Nasi et S. Wunder, 2005. Livelihoods, Forests, and Conservation in Developing Countries: An Overview. *World Development* Vol. 33, No. 9, pp. 1383–1402.
- UNDESA , 2011. <http://www.un.org/en/development/desa/index.html>, accédé le 21 avril 2012.
- UNDP, 2012. Programme d'adaptation en Afrique. <http://www.undp-aap.org/countries/maurice?language=fr>, accédé le 22 avril 2012.
- UNEP, 2005. After the tsunami: rapid environmental assessment report. Available at : www.unep.org/tsunami/reports/TSUNAMI_report_complete.pdf, accédé le 30 avril 2012.
- Union des Comores , 2002. Communication nationale sur les changements climatiques, convention-cadre sur les changements climatiques.
- Wilkie, M. L. C. M. Eckelmann, M. Laverdière et A. Mathias, 2002. Forests and forestry in Small Island Developing States. *International forestry review* 4(4).

sont donc autorisées les activités éco-touristiques et scientifiques. L'ensemble de ces activités compose un scénario particulier de gestion de cet espace, dénommé « scénario avec PNI » par la suite.

La création du PNI empêche la mise en œuvre d'un certain nombre d'activités qui sinon auraient eu lieu, par exemple l'exploitation forestière et les prélèvements par les populations locales. Ces modes d'usage alternatifs de l'espace du PNI composent un deuxième scénario de gestion de ce massif forestier, le « scénario sans PNI ».

Ces deux scénarios d'utilisation de l'espace du PNI vont produire des bénéfices économiques différents. Identifier puis estimer monétairement ces bénéfices spécifiques revient à calculer la Valeur Economique Totale (VET) du PNI dans ces deux configurations. Le but de cette double estimation est de savoir si les bénéfices attendus du parc national - c'est-à-dire la VET du scénario avec PNI - sont bien supérieurs à ceux qui auraient découlé d'une utilisation standard de ce massif forestier - c'est-à-dire la VET du scénario sans PNI.

Le concept de VET a été encore peu mis en œuvre en Afrique centrale. Il regroupe tous les bénéfices économiques à attendre d'un « actif naturel » et se compose schématiquement de plusieurs catégories de valeur : (1) les valeurs d'usage direct et indirect représentent les avantages tirés de l'environnement par l'utilisation directe ou indirecte que les agents économiques font des ressources de l'environnement; (2) la valeur d'option correspond aux bénéfices économiques dont profitent les agents de conserver l'option d'un usage futur probable d'une ressource; (3) les valeurs de non-usage regroupent les bénéfices que va tirer un agent du maintien dans le temps de la disponibilité d'un bien, sans que celui-ci soit destiné à être utilisé.

Ce concept de VET est décliné de deux manières pour le PNI, en fonction des deux scénarios d'utilisation envisagés (Figures 10 et 11)

Figure 10. La valeur économique totale du PNI avec conservation

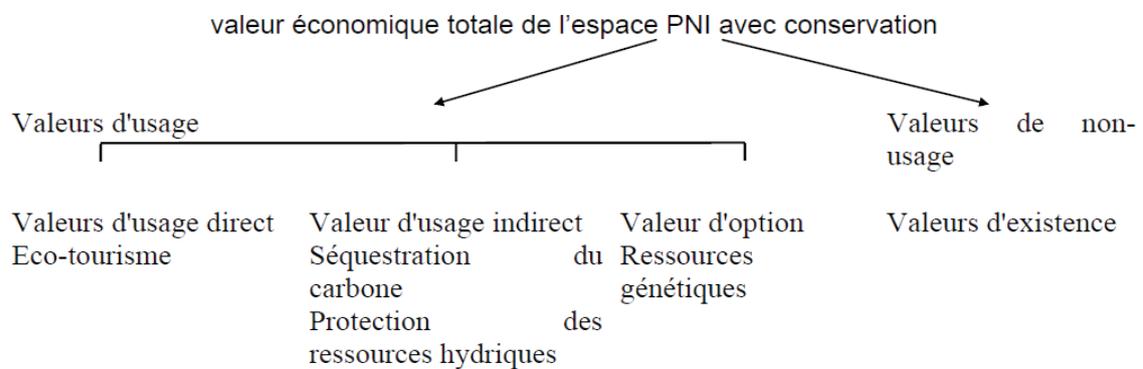
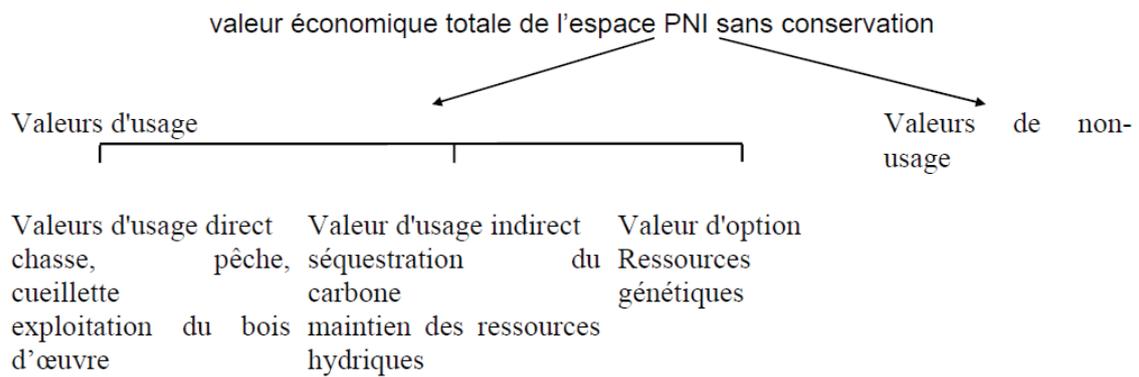
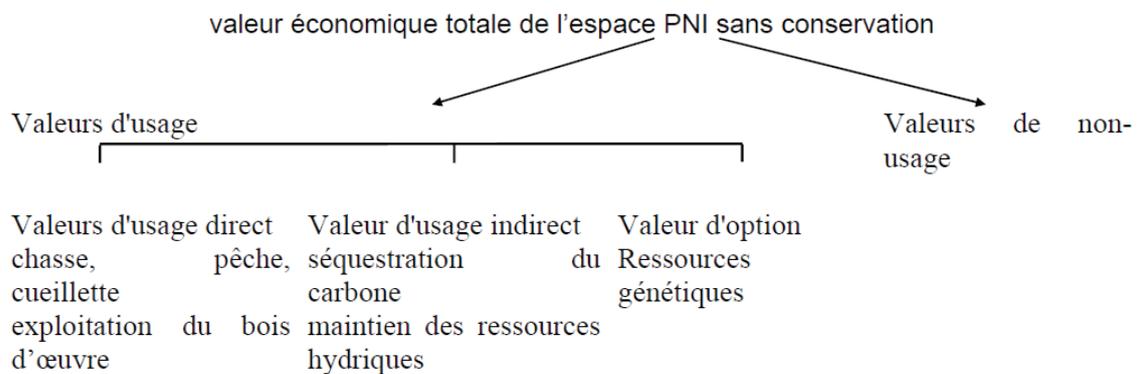


Figure 11. La valeur économique totale du PNI sans conservation



Ces deux figures retracent les bénéfices attendus de deux scénarios d'utilisation de l'espace du PNI. Au-delà de l'identification de ces bénéfices spécifiques, la principale difficulté consiste à donner une valeur économique à ces bénéfices.

1- Estimation des valeurs d'usage direct

L'usage le plus direct des ressources du PNI est celui exercé par les populations locales en matière de pêche, de chasse et de cueillette. Une étude de terrain de 4 mois a été réalisée pour estimer les quantités de ressources prélevées au nord du PNI par les populations. Ce suivi exhaustif des campements situés entre la station d'Ipassa et les chutes de Kongou (Figure 12) a ensuite été extrapolé à l'ensemble de l'année et pour l'ensemble des campements.

L'évaluation monétaire de ces ressources s'est faite sur la base des prix déclarés par les collecteurs, en les croisant avec les prix actuellement établis sur les marchés de Makokou.

Le bénéfice brut annuel tiré de ces activités dans le PNI avoisine les 91 500 000 F.CFA

Figure 12. Les chutes de Kongou (source : Lescuyer)



Une autre forme d'utilisation directe de l'espace du PNI est l'exploitation forestière. L'estimation de ces prélèvements se fonde sur les pratiques observées dans la zone avant le classement du PNI. Ces données ont permis d'estimer les zones forestières potentiellement exploitables (en distinguant les zones riches en okoumé [*Aucoumea klaineana*] des zones riches en « bois divers »), et les intensités d'exploitation. Les valeurs des bois rendus-usine ont été évaluées sur la base de l'analyse économique du Programme Sectoriel Forêt-Environnement.

Le bénéfice brut annuel attendu de l'exploitation forestière a ainsi pu être évalué entre 3 265 000 000 F.CFA et 1 849 000 F.CFA.

Enfin, une dernière forme d'usage direct a été évaluée : l'éco-tourisme. Cette estimation s'est fondée sur les chiffres de fréquentation des chutes de Kongou et du baï de Langoué que l'on a extrapolés à partir d'entretiens avec des professionnels du tourisme au Gabon.

Le bénéfice brut annuel attendu de cette activité démarre à 52 000 000 F.CFA en première année pour atteindre 306 000 000 F.CFA à l'horizon de dix ans.

2- Estimation des valeurs d'usage indirect

Cette étude s'est focalisée sur deux fonctions écologiques particulières assurées par l'espace forestier du PNI : la séquestration du carbone et le maintien de la qualité des ressources hydriques.

Le maintien d'une forêt primaire permet le stockage d'une quantité de carbone qui, si la forêt était exploitée, serait relâché dans l'atmosphère. Il existe donc bien un bénéfice économique à conserver intégralement ce service écologique. L'estimation d'un tel bénéfice va dépendre du différentiel entre le stock de carbone maintenu dans une forêt primaire et celui séquestré par une forêt secondarisée. Il est également aussi nécessaire d'intégrer dans cette simulation le recru forestier qui succède à la phase d'exploitation.

La combinaison de ces données de stocks et du prix international permet d'évaluer ce bénéfice économique entre 1 465 000 000 F.CFA en première année à 11 842 000 000 F.CFA en dernière année.

En portant atteinte à la forêt primaire, on modifie la régulation du bassin versant où elle est implantée et on perturbe la quantité et la qualité des ressources hydriques qu'elle fournit. Les bénéfices tirés de ces ressources hydriques vont alors être estimés par les pertes évitées de productivité/qualité de la production/consommation réalisées par les acteurs situés en aval des bassins versants. Dans le cas du PNI, en raison de son influence négligeable sur le cours aval de l'Ogoué, il est peu probable que la poursuite de l'exploitation forestière dans le PNI modifie significativement les services hydrologiques fournis par la forêt. Les deux scénarios produisent donc des bénéfices identiques et, dans ce cas, l'intégration dans l'analyse économique de cette fonction écologique n'a pas d'effet sur le résultat final.

3- Estimation des valeurs d'option et de non-usage

Il est difficile, à partir de données actuelles de marché, d'estimer la valeur économique des ressources génétiques actuellement inconnues. Nous basons donc notre évaluation économique des ressources génétiques du PNI sur un cas concret de valorisation de ces ressources au Gabon, le projet Biodivalor. Réalisé entre 1998 et 2001, son objectif principal était l'établissement de contrats avec des sociétés industrielles susceptibles d'apporter une forte valeur ajoutée à la transformation de produits végétaux prélevés dans la forêt gabonaise.

Dans ce cadre, deux types de produits ont été commercialisés à des firmes occidentales : des échantillons de plantes et de la résine d'okoumé. Une étude prévisionnelle de la vente de ces ressources sur la base des résultats obtenus par le projet Biodivalor a été reprise pour le cas spécifique d'une prospection de ces ressources génétiques dans la zone de Makokou.

Ainsi, le bénéfice brut attendu de la vente des échantillons de plantes s'établit à 78 600 000 F.CFA en année 1 puis à 15 720 000 F.CFA en année 2. Le bénéfice brut de la résine d'okoumé s'étend sur l'ensemble des dix ans et s'établit à environ 18 012 500 F.CFA par an.

La valeur d'existence du PNI a été estimée à partir des financements réels que cet actif reçoit de la communauté internationale. Rapportés à une base annuelle et convertis en F.CFA, ces financements internationaux atteignent la somme de 679 780 833 F.CFA.

4- Résultat et discussion

La VET de l'espace du PNI dans le scénario « avec PNI » agrège les bénéfices découlant de l'éco-tourisme, de la séquestration du carbone, des ressources génétiques et du non-usage (Tableau 8).

Tableau 8. Valeur économique du massif forestier selon le scénario « avec PNI »

en million de F.CFA 2006	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015
Bénéfice tiré de l'éco-tourisme	52	60	78	90	140	140	160	191	255	306
Bénéfice différentiel tiré de la séquestration du carbone	1 465	2 867	4 207	5 485	6 700	7 853	8 944	9 972	10 939	11 842
Bénéfice tiré des ressources génétiques	79	16	0	0	0	0	0	0	0	0
Bénéfice de non-usage	680	680	680	680	680	680	680	680	680	680
TOTAL	2 275	3 622	4 965	6 255	7 520	8 673	9 784	10 844	11 873	12 828

De même, la VET de l'espace du PNI dans le scénario « sans PNI » réunit les bénéfices tirés de l'exploitation forestière, de la poursuite des prélèvements par les populations locales et de la vente de la résine d'okoumé (Tableau 9).

Tableau 9. Valeur économique du massif forestier selon le scénario « sans PNI »

en million de F.CFA 2006	2 006	2 007	2 008	2 009	2 010	2 011	2 012	2 013	2 014	2 015
Bénéfice tiré des usages villageois	92	92	92	92	92	92	92	92	92	92
Bénéfice tiré de l'exploitation forestière	3 265	3 265	3 265	3 265	3 265	1 849	1 849	1 849	1 849	1 849
Bénéfice tiré de la résine d'okoumé	18	18	18	18	18	18	18	18	18	18
TOTAL	3 374	1 959								

L'actualisation de ces bénéfices (à un taux de 12 %) permet de calculer les deux VET de l'espace du PNI dans les deux scénarios considérés (Tableau 10)

Tableau 10. Comparaison des avantages économiques actualisés des 2 scénarios

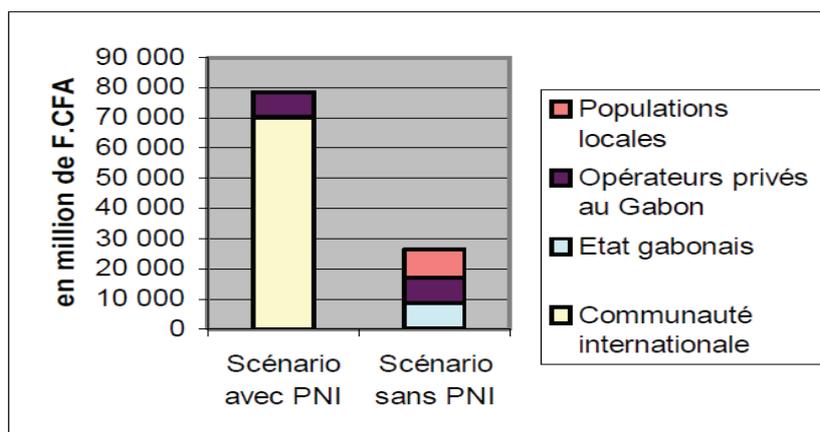
en million de F.CFA actualisés	VET
Scénario avec PNI	38 306
Scénario sans PNI	16 169

La comparaison de ces deux VET indique clairement la prédominance, en termes de bien-être économique, du scénario « avec PNI » sur le scénario « sans PNI ». Selon cette analyse, l'instauration du PNI génère plus de bien-être pour la société humaine que l'option de son exploitation, mais cette conclusion est fortement dépendante de la prise en compte de la fonction écologique de séquestration de carbone.

Quatre groupes d'acteurs vont profiter de manière directe des bénéfices tirés de la gestion de l'espace couvert par le PNI : (1) l'État gabonais qui perçoit différentes rémunérations de l'exploitation ou de la conservation du PNI; (2) les populations locales qui prélèvent des ressources dans le PNI; (3) des opérateurs privés installés au Gabon qui utilisent le PNI pour produire des biens et services; (4) la communauté internationale qui tire parti des bénéfices globaux dégagés par le PNI.

Les répartitions des bénéfices attendus des deux scénarios d'utilisation de l'espace du PNI sont représentées dans la figure 13.

Figure 13. Distribution des avantages économiques totaux non actualisés selon les 2 scénarios



Si le scénario sans PNI répartit de manière à peu près égale les bénéfices entre État, populations et opérateurs privés, le scénario avec PNI bénéficie majoritairement à la communauté internationale, principalement en raison de la valeur écologique et la valeur de non-usage offertes par le PNI. Ainsi, si le scénario avec PNI offre bien la VET la plus élevée et constitue donc l'option économiquement optimale, la répartition de ses bénéfices spécifiques milite pour une prise en charge internationale du fonctionnement du PNI.

L'estimation de la VET du PNI n'est pas un résultat définitif : cette information ne prend tout son sens que dans un processus itératif de gestion de ce parc national. L'intérêt de l'évaluation économique est de pouvoir intégrer des évolutions initialement imprévues et d'alimenter ainsi le processus de décision sur la gestion durable (et économiquement optimale) du PNI. L'objectif premier de calculer la VET du PNI ne doit donc pas être de justifier a posteriori un choix de gestion, mais de permettre aux acteurs de discuter a priori des modalités d'aménagement du PNI dans un contexte changeant. Elle peut alors constituer un élément important de discussion entre acteurs et améliorer, à peu de frais, la prise de décision.

Références bibliographiques

Lescuyer, G., 2006. L'évaluation économique du Parc National de l'Ivindo au Gabon : une estimation des bénéfices attendus de la conservation de la nature en Afrique centrale. Rapport CIRAD & CIFOR, Montpellier, France.

Online [url][html] <http://www.rmportal.net/library/content/frame/lescuycer-2006.pdf>

3.5 Forest biodiversity: exploring benefits and risks from REDD+ in the Democratic Republic of the Congo

Monika BERTZKY¹, Corinna RAVILIOUS¹, Barney DICKSON¹, Lera MILES¹, Valerie KAPOS¹, Matea OSTI, Christophe MUSAMPA KAMUNGANDU², Landing MANE³, Patrick LOLA AMANI³

¹ *UNEP World Conservation Monitoring Centre, 219 Huntingdon Road, Cambridge, CB3 0DL, UK.*

Contact : Monika.Bertzky@unep-wcmc.org

² *République Démocratique du Congo, Ministère de l'Environnement, Conservation de la Nature et Tourisme, Direction des Inventaires et Aménagement Forestiers (DIAF), Building Forescom 4e Etage Kinshasa/Gombe, DRC.*

³ *Observatoire Satellital des Forêts d'Afrique Centrale (OSFAC), 14, Sergent Moke - Q/ Socimat, Concession Safricas - Ngaliema / Kinshasa, DRC.*

Sommaire

Le maintien et la gestion des stocks de carbone forestier peuvent contribuer de façon importante aux efforts mondiaux d'atténuation des changements climatiques. Cependant, les pressions sur les forêts sont toujours élevées, particulièrement dans les pays en développement riches en forêt. La convention des Nations Unies sur les changements climatiques (CCNUCC) souhaite palier à cette situation par un mécanisme d'incitatives à des activités réduisant les émissions de dioxyde de carbone et augmentant leur capture : soit le REDD+ pour Réduction des Émissions liées à la Déforestation et à la Dégradation des forêts, où le + représente la conservation des stocks de carbone forestier, la gestion durable des forêts et l'augmentation des stocks de carbone forestier.

Le REDD+ peut mener à des gains multiples, c.-à-d., gains pour le climat, les gens et l'environnement. Par exemple, la réduction de la déforestation et de la dégradation des forêts peut être bénéfique pour la biodiversité, démontrant la capacité des écosystèmes forestiers à pourvoir des services écosystémiques. Cependant, il faut éviter certains risques provenant du REDD+. Par exemple, si des plantations d'espèces non-indigènes sont utilisées pour augmenter les stocks de carbone, il peut en résulter un impact négatif sur la biodiversité indigène.

Plusieurs pays en voie de développement ont commencé à se préparer pour le REDD+, se fixant des objectifs avec gains multiples. Tout en se préparant à ces gains multiples, les pays doivent aussi identifier les options qu'elles préfèrent selon les priorités et les besoins spécifiques à leur contexte. Des analyses spatiales du potentiel des gains et des risques multiples associés au REDD+ peuvent aider à évaluer les impacts des activités REDD+ possibles et identifier les options étant préférables. Nous présentons ici des résultats sélectionnés d'analyses spatiales explorant les gains et les risques sur la biodiversité du REDD+, en République Démocratique du Congo (RDC).

Nos résultats confirment que le potentiel de gains pour la biodiversité à partir du REDD+ est grand en RDC. Les aires qui emmagasinent de grandes quantités de carbone de la biomasse se superposent à l'aire d'occurrence de trois espèces de grands singes, en plus d'être des aires importantes pour les oiseaux. Les aires protégées en RDC peuvent contribuer largement au maintien du carbone de la biomasse du pays et de la biodiversité. Cependant, leur contribution actuelle dépend de jusqu'à quel point les pressions, comme la déforestation, peuvent être évitées dans ses aires. Des cartes récentes de la perte en couvert forestier peuvent aider à identifier où il est le plus probable que la déforestation se poursuive, où la biodiversité sera le plus affectée par la poursuite de la déforestation et donc, où l'implantation de projets REDD+ est le plus pressante. Ce type d'analyses spatiales peut être utile de diverses manières pour assurer que la mise en œuvre du REDD+ apportera des gains multiples, en encourageant par exemple le développement de protection sociale et environnementale à l'échelle nationale, en alimentant l'évaluation des coûts du REDD+, ou simplement en révélant la portée des gains multiples liés au REDD+. L'amélioration des données sur le carbone de la biomasse et des données additionnelles sur les services écosystémiques forestiers, quand ces données seront disponibles, pourraient être utilisées pour raffiner davantage les analyses.

Note : Les figures de cette étude de cas sont disponibles en français sur www.synpase.uqac.ca, à l'onglet « Forêts et humains ».

Introduction

An estimated 15% of all anthropogenic greenhouse gas (GHG) emissions are caused by deforestation and forest degradation, including peatland emissions (van der Werf *et al.*, 2009). The maintenance and careful management of forest carbon stocks can therefore make an important contribution to global climate change mitigation. However, pressures on forests continue to be high, particularly in forest-rich developing nations. The United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC) is planning to address this issue through REDD+, a mechanism incentivising five key activities: (1) reducing deforestation, (2) reducing forest degradation, (3) conservation of forest carbon, (4) sustainable management of forest, and (5) enhancement of forest carbon stocks. The aim is for REDD+ to significantly reduce emissions and increase removals of carbon dioxide whilst promoting the sustainable development of the nations involved.

When forests that would have been lost or degraded are retained, restored or better managed through REDD+, they deliver benefits beyond carbon. The term 'multiple benefits' covers both the global climate change mitigation benefits from REDD+ and any additional social or ecosystem-based benefits. Social benefits arising directly from REDD+ implementation may include jobs, clarification of land tenure, improved livelihoods resulting from carbon credit payments or enhanced participation in decision-making under stronger governance. Ecosystem-based benefits may include

the conservation of forest biodiversity and ecosystem services¹³, such as water regulation, soil conservation and the provision of timber, food and other non-timber forest products.

There is a risk of environmental harms, as well as an opportunity for multiple benefits, from REDD+. These harms can include adverse impacts on areas not targeted by REDD+ activities, for example arising from displacement of land-use change, and direct impacts of REDD+ activities such as the development of planted forests in areas of importance for biodiversity. Understanding the potential for benefits as well as risks from REDD+ can help in the planning and implementation of the mechanism. Here we present selected results from spatial analyses on the potential for REDD+ biodiversity benefits and risks as a contribution to REDD+ planning processes in the DRC¹⁴.

REDD+ and the UN-REDD Programme in the DRC

REDD+ presents an opportunity to address the issue of deforestation and forest degradation in the DRC, while at the same time supporting sustainable development of the country. The UN-REDD Programme, i.e. the United Nations Collaborative Programme on Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation in Developing Countries, assists countries to prepare for REDD+. The DRC was one of the first nine countries to receive financial support from the UN-REDD Programme for its REDD readiness activities. The country's REDD+ strategy has two main aims: (1) reducing emissions from deforestation and forest degradation, and (2) reducing poverty in line with the DRC's Poverty Reduction Strategy (Ministry of Environment Nature Conservation and Tourism, 2010). To make it possible to achieve these aims, the DRC's Readiness Plan for REDD includes activities addressing the country's governance system, economy, socio-cultural context and its environment. It also recognises the importance of understanding and addressing the synergies and trade-offs between REDD+ and both ecosystem services and biodiversity conservation in the DRC.

Forests and biodiversity in the DRC

The Democratic Republic of the Congo, covering more than 2.3 million square kilometres of land, is the second largest nation in Africa. The country is located in the heart of Sub-Saharan Africa and is bordered by the Central African Republic and South Sudan to the north, Uganda, Rwanda, Burundi and Tanzania to the east, Zambia and Angola to the south, and the Republic of Congo and the Atlantic Ocean to the west (figure 14)

¹³ Ecosystem services are the benefits people obtain from ecosystems. These include provisioning services such as food, water, timber, and fibre; regulating services that affect climate, floods, disease, wastes, and water quality; cultural services that provide recreational, aesthetic, and spiritual benefits; and supporting services such as soil formation, photosynthesis, and nutrient cycling (Millennium Ecosystem Assessment, 2005).

¹⁴ A more detailed report will be published in early 2012 (Musampa Kamungandu *et al.* in prep.).

Figure 14. Location of the Democratic Republic of the Congo in Sub-Saharan Africa



With more than 150 million hectares of forest, the DRC has the sixth largest forest area in the world (FAO, 2011 b; World Resources Institute and Ministère de l'Environnement Conservation de la Nature et Tourisme de la République Démocratique du Congo, 2010; FAO, 2010). For several reasons, including the collapse of the DRC's timber industry during the civil war (Draulans and Van Krunkelsven, 2011) and poorly developed and war-damaged infrastructure (Foster and Benitez, 2010), the DRC's annual deforestation rate is currently relatively low (an estimated 0.2% of forest was lost per year between 2000 and 2010, FAO, 2011a). However, despite the relatively low deforestation rate, the absolute area of forest lost each year is large at an estimated 311 000 hectares, the seventh highest annual forest area loss globally (FAO, 2011a).

Due to its species richness and high level of endemism, the DRC is considered one of the world's seventeen megadiverse countries (Mittermeier *et al.*, 1999). The mountain forests in the country's east are part of the Albertine Rift Valley that belongs to the Eastern Afrotropical Biodiversity Hotspot, which is famed for harbouring the largest numbers of endemic bird species, mammal species and amphibian species across the African continent (Conservation International, 2011). More than 10 000 vascular plant species, 1000 birds, 420 mammals, 350 reptiles and 160 amphibians have to date been identified to occur in the DRC (Tableau 11). Among the iconic mammal species are okapi and white rhinoceros, the Endangered bonobo and common chimpanzee and the two Endangered subspecies of the eastern gorilla (mountain gorilla and eastern lowland gorilla). The okapi, bonobo and eastern lowland gorilla are also endemic to the DRC. Despite the large number of species known to occur in the country, taxonomic inventories are still far from complete (Ministère de l'Environnement Conservation de la Nature et Tourisme, 2009), especially for invertebrates.

Tableau 11. Number of known and threatened species of the DRC by taxonomic group (1 Ministère de l'Environnement Conservation de la Nature et Tourisme, 2009; 2IUCN, 2011)

Taxonomic group	Number of known species ¹	Number of threatened species ²
Reptiles	352	4
Amphibians	168	14
Birds	1086	32
Mammals	421	30
Aquatic vertebrates	1606	5
Vascular plants	> 10 000	83

Biodiversity, i.e. the diversity within species, between species and of ecosystems (CBD, Article 2), strongly influences the provision of ecosystem services (Díaz *et al.*, 2005; Aveling, 2009). It is a source of food, timber, fuel, medicine and building material and is crucial for the regulation of ecosystem services, such as pollination, nutrient cycling and erosion control. In the DRC, the majority of households rely on forest products for energy, food and income (Eba'a Atyi and Bayol, 2009).

Spatial analyses as a tool to explore the benefits and risks of REDD+ for biodiversity

In the results-based phase of REDD+, payments will be linked to contributions to climate change mitigation made by forest based actions: Reduced deforestation and forest degradation can help reduce carbon dioxide emissions, sustainable management of forest and conservation of forest carbon stocks can help avoid such emissions, and enhancement of forest carbon stocks can help remove them. When considering the synergies and trade-offs between REDD+ and biodiversity, it is helpful as a first step to understand the spatial relationship between carbon stocks and areas of biodiversity importance, as both are distributed unequally across space. This requires an overview of the spatial distribution of carbon stocks. Field plot data of carbon stored in the biomass of different vegetation types and from different locations in the DRC would be most appropriate to use in the generation of such an overview. However, in the absence of such data, best available regional and global data were used to generate a preliminary biomass carbon map for the DRC (see Annex I for method and data sources and Annex II for more detail on the limitations of the data). This preliminary map was then overlaid with spatial data on biodiversity, protected areas and recent forest cover loss in order to:

- help illustrate where REDD+ may be able to secure biodiversity benefits in addition to maintaining carbon stocks;
- provide an estimate of the contribution of areas designated and proposed for biodiversity conservation to conserving carbon stocks and assess their relation to other areas of importance for biodiversity;

- highlight where areas of importance for carbon and biodiversity benefits may in the future be under pressure from deforestation, and thus where reducing deforestation is most appropriate.

Potential for biodiversity benefits and the role of protected areas

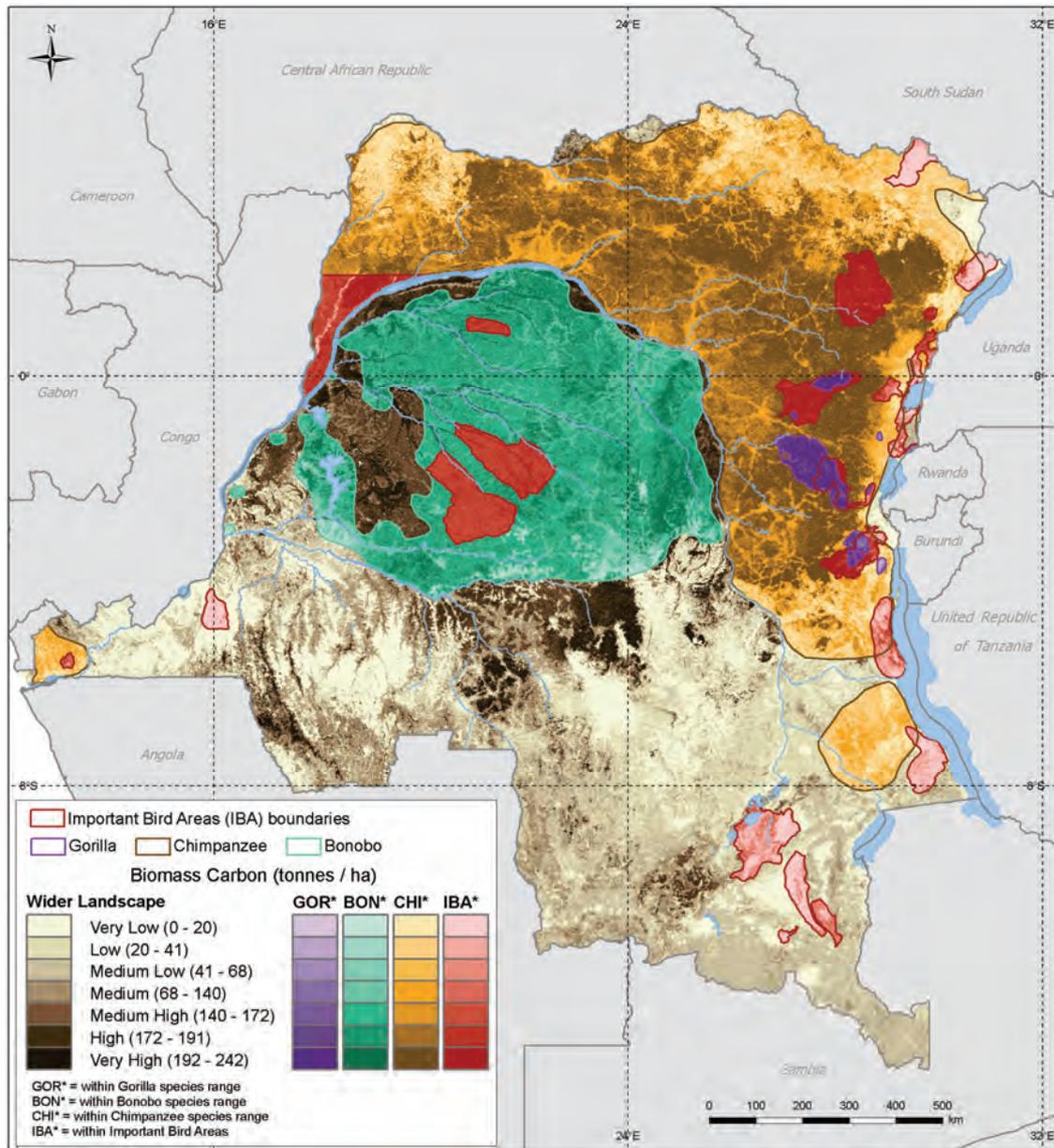
The DRC is a signatory to the Kinshasa Declaration on Great Apes and has thus agreed to undertake all necessary efforts to ensure the long-term future of the species of great apes within its boundaries (UNEP *et al.*, 2005). To explore the potential for biodiversity benefits from REDD+, the ranges of occurrence¹⁵ of three endangered great apes, eastern gorilla, common chimpanzee and bonobo (Caldecott and Miles, 2005) were combined with the preliminary biomass carbon map). In order to broaden the taxonomic scope, data on Important Bird Areas (IBAs, BirdLife International, 2011) were also included.

The ranges of occurrence of the great apes jointly cover almost the entire forest area of the country and include more than 70% of its biomass carbon. The largest amount of biomass carbon is within the occurrence range of the common chimpanzee (almost 11 Gt), which also covers the largest area. IBAs overlap with all three species' occurrence ranges in different places.

On 780 000 hectares of land, gorillas co-occur with common chimpanzees inside land that is also considered important for birds (IBAs). These areas are potentially of major importance for biodiversity conservation because of their importance for different taxonomic groups.

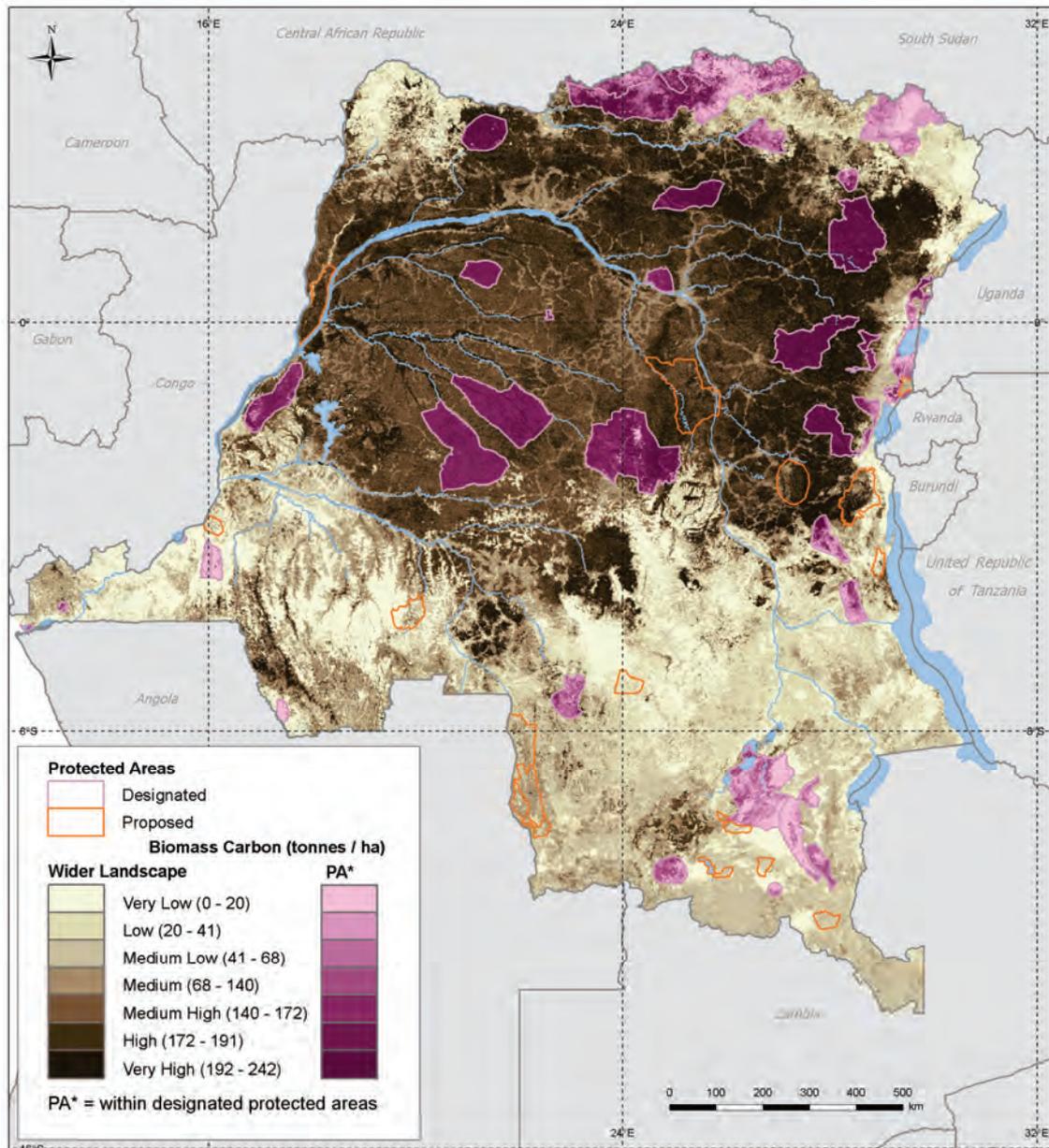
¹⁵ The 'ranges of occurrence' are the areas within which the species can occur, but there may have been substantial population declines in some parts of them, for example due to outbreaks of the Ebola virus and to the impacts of armed conflict (especially in the case of the eastern gorilla, Nellemann *et al.*, 2010). Therefore, the 'areas of occupancy', i.e. the areas where the species are actually found, are likely to be much smaller than their ranges of occurrence.

Figure 15. Biomass carbon, occurrence ranges of eastern gorilla, common chimpanzee and bonobo and Important Bird Areas
(data sources: Caldecott and Miles, 2005, BirdLife International, 2011)



A widely established way to conserve forests and biodiversity is the designation of land as protected areas. By 2009, a total of 40 protected areas had been officially designated in the DRC while another 17 had been proposed (ICCN *et al.*, 2009, figure 16). The designated protected areas cover about 10% of the area of the country and contain 2.8 Gt of biomass carbon (i.e. 11% of the total). The proposed protected areas cover an additional 3% of the country's total area and store 0.7 Gt of biomass carbon.

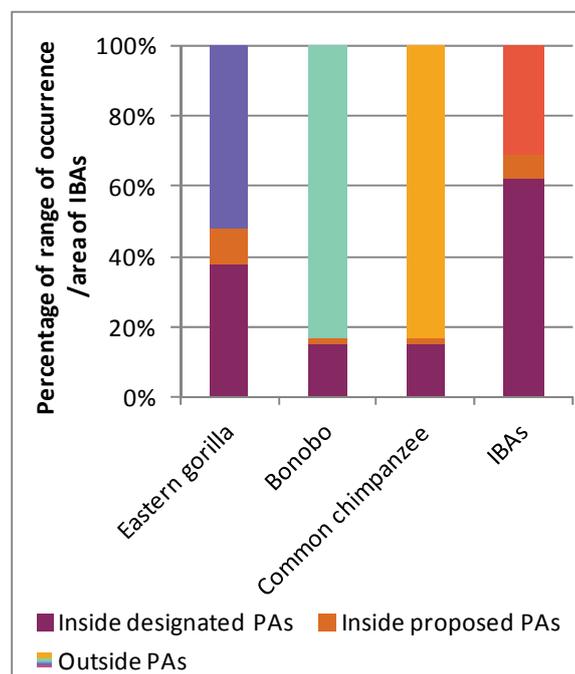
Figure 16. Designated and proposed protected areas in the DRC
(data source: ICCN et al., 2009)



More than 60% of the areas considered of importance for birds (IBAs) and almost 40% of the range of occurrence of the eastern gorilla are inside designated protected areas. In the case of bonobo and common chimpanzee, this figure is below 20%. These estimates suggest that :

- a) The DRC's protected areas can make an important contribution to the maintenance of carbon stocks and biodiversity (although protected area success depends on their management and pressures exerted on them, e.g. Campbell *et al.*, 2008); and
- b) Management for REDD+ in areas of biodiversity importance that are not currently within protected areas can bring significant biodiversity benefits if it is based on appropriate strategies (Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2009).

Figure 17. Percentage of the area of eastern gorilla, bonobo and common chimpanzee ranges of occurrence and IBAs within designated and proposed protected areas (PAs) and outside of both

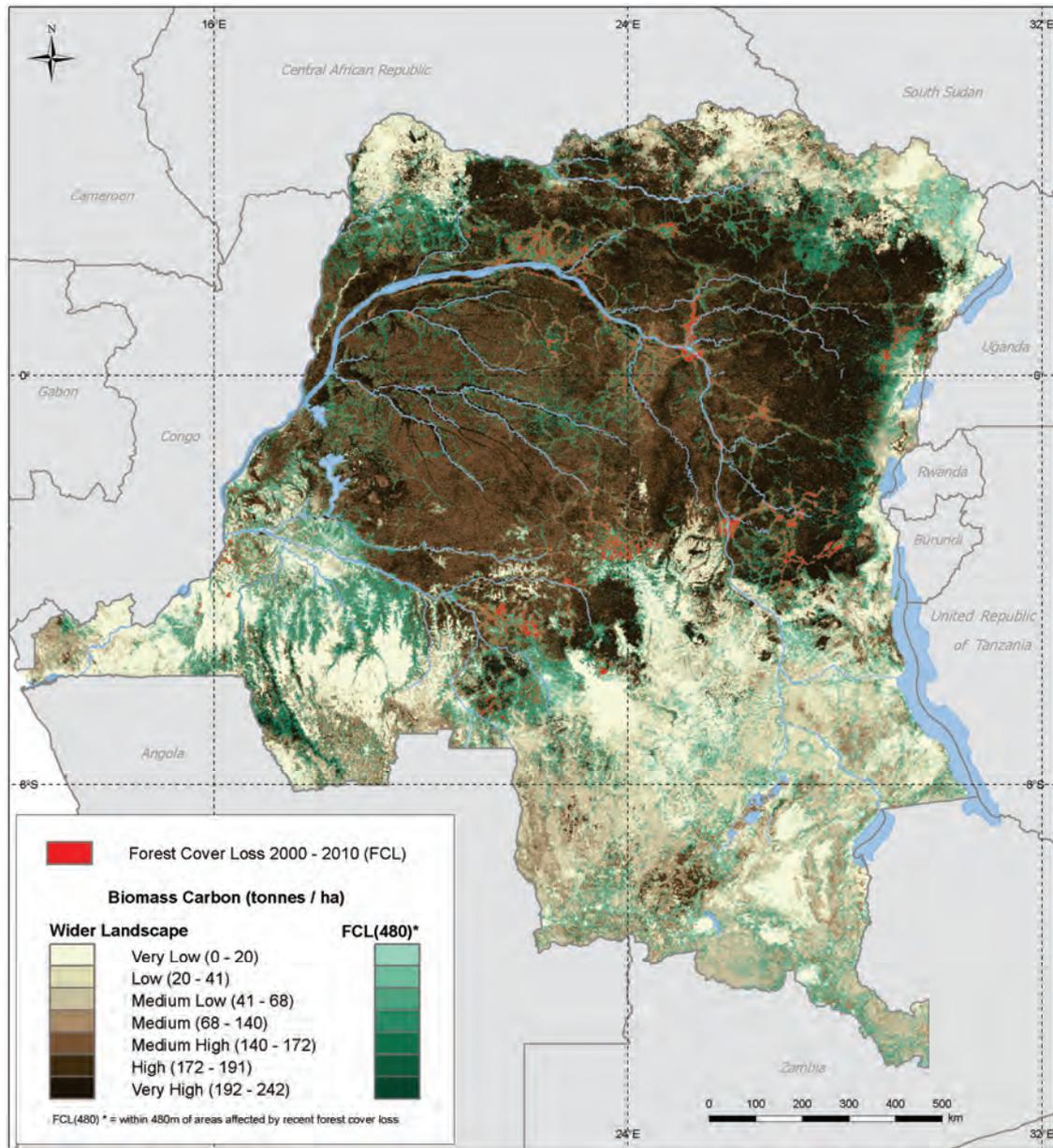


Recent forest cover loss and potential future pressure on forests and biodiversity

Areas where deforestation has occurred recently can potentially indicate where deforestation is likely to continue in the near future. According to the latest assessment based on remotely sensed information (Forêts d'Afrique Centrale Évaluées par Télédétection (FACET), 2010), the area affected by forest cover loss in the DRC between 2000 and 2010 amounts to about 3.4 million hectares (Figure 18). Some of this forest cover loss has happened close to the boundaries of protected areas, and a small fraction of it is located within designated protected areas. If deforestation is likely to spread from recently deforested areas, a simple estimate of pressure on forest carbon can be made by identifying areas adjacent to those that have recently lost their forest cover. The 240 metres around areas of recent forest cover loss store almost 13% (3.2 Gt) of the country's biomass carbon. This figure rises to 22% (5.3 Gt) when increasing the buffer around already affected areas to 480 metres¹⁶. As biodiversity is also potentially at risk in these areas they may be especially important locations in which to consider action to reduce deforestation. However, implementing REDD+ may be particularly costly and challenging in areas where deforestation pressure is highest.

¹⁶ The 240 and 480m belts around areas affected by forest cover loss were generated at the 60m resolution of the original FACET (2010) data by expanding the area around cells affected by forest cover loss by 4 and 8 pixels respectively. To estimate biomass carbon within these belts, FACET data had to be scaled up and calculations were done by looking at the proportion of each analysis cell affected by forest cover loss.

Figure 18. Forest cover loss between 2000 and 2010 (red) and areas within 480m of areas affected by forest cover loss (green)
 (data source: Forêts d'Afrique Centrale Évaluées par Télédétection (FACET), 2010)



While knowledge on the location of recent forest cover loss can be helpful in the planning of REDD+, the mechanism will also need to address the drivers of deforestation. Four main deforestation drivers have been identified in the DRC: farming and fire wood harvesting around urban zones, where human population density is high and still increasing; commercial logging and related road infrastructures and settlements; mining and related road infrastructures and settlements; and informal logging in easily accessible areas (Ministry of Environment Nature Conservation and Tourism, 2010). Including spatial information on the drivers of deforestation into spatial analyses can help in the development of REDD+ strategies that are tailored to address the deforestation drivers in different parts of the country. It can also help take into account where drivers of deforestation, if unaddressed, are likely to push deforestation into areas with potential

for biodiversity benefits. Further spatial analyses looking at some of these drivers are included in Musampa Kamungandu *et al.* (in prep.).

Conclusions and next steps

The DRC has great potential to realise biodiversity benefits from REDD+: the occurrence ranges of eastern gorilla, common chimpanzee and bonobo, as well as Important Bird Areas all overlap with areas that store important amounts of biomass carbon.

Protected areas store important amounts of biomass carbon and show considerable overlap with areas of importance for biodiversity. However, effective and sustainable management of protected areas will be important in order to successfully secure the valuable assets they contain, including carbon, biodiversity and other ecosystem services.

The location of areas of recent forest cover loss can indicate where further deforestation is likely to occur or is most difficult to halt. It can also help identify where implications for biodiversity may be most serious and where current management of certain land designations may not be effective. Overall, the information can thus help prioritise areas where reducing deforestation is most appropriate. In order to address deforestation and forest degradation, however, it is important to also look at the drivers of these processes. For example, improved road access to currently poorly connected parts of the country may in the future increase the potential for economic exploitation of these sites, for example for their mineral resources.

Although the data used for this work was the best available data at the time of production, it will be useful to update the analyses for national level decision-making, i.e. integrate more recent, more suitable and additional datasets relating to forest carbon stocks as well as values associated with and pressures on forest carbon (e.g. population density, infrastructure, other ecosystem services). These spatial analyses can be useful in a number of further activities to ensure that REDD+ implementation will realise multiple benefits in the DRC, for example:

- In a comparison of scenarios for Business as Usual development vs. REDD+ implementation in the DRC, they can help assess the difference that could be made by REDD+ to the conservation of the DRC's forests and biodiversity.
- Taking into account the multiple benefits associated with REDD+ can be useful in comparing the costs of different REDD+ strategies with the carbon and non-carbon benefits to be gained.
- By improving the understanding of the potential benefits and risks to people and the environment of implementing REDD+, the analyses can help in the adaptation and specification of social and environmental safeguards for application in the DRC's national context.

Acknowledgements

We would like to thank the UN-REDD Programme for supporting these analyses.

Annex I – Generation of the preliminary biomass carbon map for the DRC

Several data sources were brought together to generate a preliminary biomass carbon map for the DRC, comprising carbon stored in above- and below-ground live biomass. The above-ground biomass was derived from a dataset for tropical Africa, based on remotely-sensed MODIS NBAR data from 2000-2003 at a resolution of 1 km (Baccini *et al.*, 2008). Each pixel in this map contains a value for biomass density in tonnes per hectare (t/ha). Ecosystem-specific root-to-shoot ratios (FAO, 2006) were applied to these values to add below-ground biomass, using FAO ecological zones to distinguish between ecosystems (FAO, 2001). The carbon mass of the resulting total was estimated as half the biomass (Gibbs and Brown, 2007). The dataset provided by Baccini *et al.* (2008) did not cover areas with less than 9 tonnes of above-ground biomass per hectare. A National Land Cover map (Vancutsem *et al.*, 2009) was overlaid with these areas and the following categories were assigned a value of 4 tonnes of carbon per ha, based on the values from a global biomass carbon map (Ruesch and Gibbs, 2008):

- Agriculture : Permanently cropped area with rainfed broadleaved tree crops (plantations) or rainfed herbaceous crops or bare soils
- Broadleaved deciduous woodland: Savanna woodland
- Broadleaved deciduous woodland: Tree savanna
- Broadleaved deciduous woodland: Woodland (Miombo)

A few remaining scattered pixels were assigned the value of their nearest neighbour while ensuring that areas of water remained 0. This resulted in the preliminary map of biomass carbon (Figure 15).

The shading of the map was produced using the GIS “quantile classification” method. This method allocates the same number of pixels to each class. The variable deciding the class breaks was carbon density. Depending on the number of classes to be generated, in this case seven, the method allocates the pixels with the lowest carbon density to the lowest class until one seventh of all pixels are in that class. The next pixel with a slightly higher carbon density than the previous is then allocated to the next class, and so on. Collaboration partners assessed different ways to classify and shade the map, for example, using a different number of classes, and agreed to the shading that is shown in the report.

ANNEX II – Limitations of the preliminary biomass carbon map for the DRC

The preliminary biomass carbon map generated has a number of limitations, for example regarding the age and resolution of the underlying data, the way the data has been processed and interpreted and the lack of field plot data to verify the final dataset.

Baccini *et al.* (2008) used MODIS Nadir bidirectional reflectance distribution function adjusted reflectances (NBAR) data from the years 2000 to 2003 to generate a biomass dataset. However, in the ten years since 2000, an estimated 3.4 million hectares of recent forest cover were lost (Forêts d'Afrique Centrale Évaluées par Télédétection (FACET), 2010), a development that is not reflected in Baccini *et al.* (2008). Forest degradation may have occurred as well since the year 2000, but can be more difficult to track from remotely sensed data. It is therefore uncertain how well forest degradation from 2000 to 2003, is reflected in Baccini *et al.* (2008).

The resolution of the dataset generated by Baccini *et al.* (2008) is currently limited to 1km by 1 km. For use of the resulting map at national and sub-national scale this resolution may not be sufficient.

In addition, and despite the fact that techniques for the collection and interpretation of remotely sensed data are improving rapidly, errors can still occur in the generation and interpretation of remotely sensed data. Baccini *et al.* (2008) predicted above-ground biomass using a regression-tree model and latest lidar metrics from the Geoscience Laser Altimetry System (GLAS), which are sensitive to vegetation structure, to cross-validate the model results. However, data interpretation needs to take into account a number of influencing factors, which can vary across space, such as altitude of the terrain, and whose omission or inaccurate consideration can result in misinterpretation of the data.

Since completion of the main analyses, two new biomass carbon datasets have become available: Saatchi *et al.* (2011) published their benchmark map of forest carbon stocks in tropical regions across three continents and Baccini *et al.* (2012) published an improved pantropical carbon-density map.

Both the Baccini *et al.* (2008) and the Saatchi *et al.* (2011) datasets are based on remotely sensed data from the early 2000's, while Baccini *et al.* (2012) is based on data from the period 2007-2008. No field plot data from the DRC was used in Baccini *et al.* (2008) or Saatchi *et al.* (2011), while Baccini *et al.* (2012) used some field plot data from the DRC to characterize above-ground biomass within GLAS footprints. Baccini *et al.* (2012) estimate the above-ground biomass carbon in the DRC at about 22 Gt. This figure is higher than the figure provided by Saatchi *et al.* (2011) of 18.9 Gt above-ground biomass carbon in the DRC and the FAO FRA 2010 estimate of 19.6 Gt (FAO, 2010). According to the preliminary map presented in this report, which is based on

Baccini *et al.* (2008), above- and below-ground biomass carbon in the DRC amount to 24.5 Gt. This is in line with Saatchi *et al.* (2011) whose figure for above- and below-ground biomass carbon was 22-24 Gt for the DRC. Saatchi *et al.* (2011) estimated biomass carbon uncertainty for most of the DRC's forests to be between 35 and 50%. Baccini *et al.* (2008) and (2012) do not include a spatially explicit uncertainty assessment.

A deeper analysis is required to establish which of the datasets that have more recently become available would be most appropriate to use for the DRC. However, due to time and resource constraints this was not possible within the scope of the present piece of work. Having shared the preliminary biomass carbon map based on Baccini *et al.* (2008) with national stakeholders, it was jointly decided to continue using this one for the present analysis.

To improve the preliminary biomass carbon dataset for the DRC, it will be important to update the underlying data, to increase its resolution and to validate any resulting map using field plot data from different sites in the country. National Forest Inventory data would be very helpful to generate a more recent and validated map of biomass carbon in the DRC.

References

- Aveling, C., 2009. The Contribution of Biodiversity to the Maintenance of Forest Goods and Services. In : The Forests of the Congo Basin. State of the Forests 2008 (eds de Wasseige C, Devers D, de Marcken P, Eba'a Atyi R, Nasi R, Mayaux P), Office des publications de l'Union Européenne, Luxembourg.
- Baccini, A., Laporte, N., Goetz, S.J., Sun, M., Dong, H., 2008. A first map of tropical Africa's above-ground biomass derived from satellite imagery. *Environmental Research Letters* **3**, 045011.
- BirdLife International, 2011. Important Bird Areas in the Democratic Republic of Congo (GIS data). Birdlife International, Cambridge, UK.
- Caldecott, J., Miles, L., 2005. World Atlas of Great Apes and their Conservation. UNEP World Conservation Monitoring Centre. University of California Press, Berkeley, USA.
- Campbell, A., Kapos, V., Lysenko, I., et al., 2008. Carbon emissions from forest loss in protected areas. UNEP World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, UK.
- Conservation International, 2011. Biodiversity Hotspots: Eastern Afrotropical.
- Díaz, S., Tilman, D., Fargione, J., 2005. Biodiversity Regulation of Ecosystem Services. In: *Ecosystems and Human Well-being: current state and trends*, Volume 1 (eds Hassan R, Scholes R, Ash N), pp. 297-329. Island Press, Washington DC.

- Draulans, D., Van Krunkelsven, E., 2011. The impact of war on forest areas in the Democratic Republic of Congo. *Oryx* **36**, 35-40.
- Eba'a Atyi, R., Bayol, N., 2009. The Forests of the Democratic Republic of Congo in 2008. In: *The Forests of the Congo Basin - State of the Forest 2008* (eds de Wasseige C, Devers D, de Marcken P, Eba'a Atyi R, Nasi R, Mayaux P), Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- FAO, 2001. *Global Forest Resources Assessment 2000*. FAO Forestry Paper 140. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome, Italy.
- FAO, 2006. *Global Forest Resources Assessment 2005. Progress towards sustainable forest management*. FAO Forestry Paper 147. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome, Italy.
- FAO, 2010. *Global Forest Resources Assessment 2010. Main report*. FAO Forestry Paper 163. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome, Italy.
- FAO, 2011(a). *State of the World's Forests 2011*. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome, Italy.
- FAO, 2011(b). *The State of Forests in the Amazon Basin, Congo Basin and Southeast Asia. A report prepared for the Summit of the Three Rainforest Basins Brazzaville, Republic of Congo. 31 May-3 June, 2011*. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), International Tropical Timber Organization (ITTO), Rome, Italy.
- Forêts d'Afrique Centrale Évaluées par Télédétection (FACET), 2010. *Étendue et perte du couvert forestier en République démocratique du Congo de 2000 à 2010*. Observatoire Satellital des Forêts d'Afrique Centrale (OSFAC), Kinshasa, DRC.
- Foster, V., Benitez, D.A., 2010. *The Democratic Republic of Congo's Infrastructure: À Continental Perspective*. Africa Infrastructure Country Diagnostic (AICD). Country report. The International Bank for Reconstruction and Development /The World Bank, Washington, D.C., USA.
- Gibbs, H.K., Brown, S., 2007. *Geographical Distribution of Woody Biomass Carbon in Tropical Africa: An Updated Database for 2000*, NDP-055b. Available from <http://cdiac.ornl.gov/epubs/ndp/ndp055/ndp055b.html>, Carbon Dioxide Information Center, Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tennessee, USA. doi : 10.3334/CDIAC/lue.ndp055.2007.
- ICCN, FORAF, GLC, et al., 2009. *Aires Protégées de la République Démocratique du Congo*. Institut Congolais pour la Conservation de la Nature (ICCN), Kinshasa, RDC.
- IUCN, 2011. *IUCN Red List of Threatened Species. Version 2011.1*.

- Millennium Ecosystem Assessment, 2005. Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Island Press, Washington, D.C, USA.
- Ministère de l'Environnement Conservation de la Nature et Tourisme (2009) Quatrième rapport national sur la mise en œuvre de la Convention sur la Diversité Biologique. Ministère de l'Environnement Conservation de la Nature et Tourisme, Kinshasa, République Démocratique du Congo.
- Ministry of Environment Nature Conservation and Tourism, 2010. Readiness Plan for REDD 2010-2012, R-PP Final Version. Ministry of Environment, Nature Conservation and Tourism, Democratic Republic of Congo, Kinshasa, DRC.
- Mittermeier, R.A., Robles Gil P, Mittermeier CG, 1999. Megadiversity: Earth's Biologically Wealthiest Nations. Cemex, Monterrey, Mexico.
- Musampa Kamungandu, C., Lola Amani, P., Mane, L., Bertzky, M., Ravilious, C., Osti, M., Kapos, V., Miles, L., Dickson, B. (in prep.) Mapping potential ecosystem-based biodiversity benefits from REDD+. The Democratic Republic of the Congo. UNEP-WCMC, Cambridge, UK.
- Nellemann, C., Redmond, I., Refisch, J.e., 2010. The Last Stand of the Gorilla - Environmental Crime and Conflict in the Congo Basin. United Nations Environment Programme, GRID-Arendal. www.grida.no, Arendal, Norway.
- Saatchi, S.S., Harris, N.L., Brown, S., et al., 2011. Benchmark map of forest carbon stocks in tropical regions across three continents. Proceedings of the National Academy of Sciences **108**, 9899-9904.
- Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2009. Sustainable Forest Management, Biodiversity and Livelihoods: A Good Practice Guide. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, SCBD, Montreal, Canada.
- UNEP, UNESCO, GRASP, 2005. Kinshasa Declaration on Great Apes.
- Van der Werf, G.R., Morton, D.C., DeFries, R.S., et al., 2009. CO₂ emissions from forest loss. Nature Geoscience **2**, 737-738.
- Vancutsem, C., Pekel, J.F., Evrard, C., Malaisse, F., Defourny, P., 2009. Mapping and characterizing the vegetation types of the Democratic Republic of Congo using SPOT VEGETATION time series. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation **11**, 62-76.
- World Resources Institute, Ministère de l'Environnement Conservation de la Nature et Tourisme de la République Démocratique du Congo, 2010. Atlas Forestier Interactif de la République Démocratique du Congo - version 1.0 : Document de Synthèse. World Resources Institute, Washington, D.C., USA.

3.6 Déforestation et changement climatique : agir sur les causes ,ce que le marché (carbone) ne peut faire...¹⁷

Alain KARSENTY, Docteur en sciences économiques et directeur de recherches au Cirad, UR Biens et Services des Ecosystèmes Forestiers (<http://ur-bsef.cirad.fr/>), Email : alain.karsenty@cirad.fr

Avec une perte estimée à environ 13 millions d'hectares en moyenne par an entre 2000 et 2005 – 7,3 millions d'hectares, en prenant en compte les reboisements, selon la FAO –, la déforestation tropicale constitue une source majeure d'émission de gaz à effet de serre. De l'ordre de 4,4 à 5,5 Gt CO₂ (ce dernier chiffre incluant la dégradation des tourbières) par an selon les dernières estimations, ces émissions contribueraient à 10-15 % des émissions annuelles anthropiques de CO₂. De plus, la déforestation tropicale a des effets dévastateurs sur la diversité biologique, les forêts tropicales contenant plus des deux tiers des quelque 250 000 plantes supérieures connues des scientifiques. Actuellement, les émissions dues à la déforestation dans les pays en développement ne sont réglementées ni par la Convention cadre sur les changements climatiques ni par le protocole de Kyoto. Toutefois, la question de la « déforestation évitée » constitue toujours l'un des dossiers délicats des négociations climatiques, qui doivent proposer un régime « climat » post-Kyoto. Mécanisme de marché « récompensant » les acteurs, ou fonds permettant de financer des réformes s'attaquant aux causes, le débat n'a pas été tranché par la récente conférence Durban : les deux options figurent comme des options possibles dans le texte sur la REDD+ (réduction des émissions issues de la déforestation et de la dégradation).

¹⁷ Ce texte constitue une version adaptée et actualisée et étendue de l'article qui faisait l'objet du *Perspectives* n°1 publié en décembre 2009 par le Cirad (www.cirad.fr/publications-ressources/editions/perspective-policy-brief)

Tableau 12. Les 4 grandes architectures possibles pour REDD+

Cap-and-trade	Fonds international rémunérant les résultats nationaux
Les États sont rémunérés au regard d'un scénario de référence (<i>baseline</i>) ou d'un objectif de réduction de la déforestation politiquement négocié. Les crédits issus de la REDD, fongibles, sont intégrés au marché. Entreprises et États peuvent les acquérir pour mener les actions de leur choix.	Cette formule est similaire au système <i>cap-and-trade</i> , mais la rémunération des États n'est pas liée au marché des permis d'émission ni négociable sur celui-ci.
Mécanisme de marché décentralisé	Fonds international pour financer des réformes structurelles
Calqué sur les procédures du MDP en élargissant le champ des activités éligibles, les projets REDD, et non les États, bénéficieraient de crédits carbone certifiés, pouvant être commercialisés sur le marché international des permis d'émission. Une variante de cette proposition consiste à partager les crédits entre les projets et les États (<i>nested approach</i>). Ceci permettrait un financement direct de projets, mais n'éviterait pas le risque de « fuites », c'est-à-dire un simple déplacement géographique de la déforestation et non une baisse globale.	Cette possibilité s'affranchit de la construction de scénarios nationaux de référence et vise à mobiliser des moyens financiers pour réaliser des réformes structurelles à l'échelle nationale et des programmes de paiements pour services environnementaux (PSE) ciblés sur les acteurs locaux, dans les régions menacées par la déforestation. Depuis la conférence des parties à Poznan (2008), les négociateurs parlent de la REDD+ : les activités pouvant être rémunérées dépassent la seule déforestation évitée et incluent reboisements, conservation des forêts et gestion forestière.

Des outils peu efficaces

La déforestation est un problème qui concerne surtout les pays en développement. Or, ces pays ne sont pas tenus à des réductions chiffrées de leurs émissions de gaz à effet de serre par le protocole de Kyoto. Ils ne participent à l'effort collectif que par le mécanisme de développement propre (MDP), auquel les projets de plantation d'arbres sont éligibles. Il s'agit de projets de réduction des émissions dont les promoteurs peuvent être rémunérés par des certificats, les « crédits carbone », négociables sur des marchés spécialisés. À ce jour, le MDP « forestier » (boisement et reboisement) est plutôt un échec : seuls 36 projets ont été enregistrés sur 3800.¹⁸ Quant aux projets MDP autres que forestiers, on sait maintenant que nombre d'entre eux n'ont pas respecté les règles requises pour la construction des scénarios de référence au regard desquels on juge les réductions d'émissions imputables au projet. Et, contrairement aux espoirs exprimés au moment de sa création, le MDP n'a pas empêché le recours massif au charbon dans les pays émergents. Un autre mécanisme de marché, dont les procédures sont moins longues, coûteuses et contraignantes, s'est mis en place : les projets volontaires de compensation carbone. Ils permettent de vendre des crédits carbone à des entreprises ou des entités (grandes villes, institutions...) désireuses de compenser les émissions liées à leurs activités. Bien que de plus en plus de ces projets soient certifiés par des tierces parties, au moins une condition n'est pas évaluée dans bien des cas : l'additionnalité, c'est-à-dire les effets « nets » de l'action privée (projet) ou publique (politique, mesures), imputables à cette seule action, indépendamment des circonstances qui seraient advenues en l'absence de cette action. Délicate à respecter, elle est

¹⁸ en janvier 2012, voir le site <http://cdm.unfccc.int/Statistics/Registration/RegisteredProjByScopePieChart.html>

pourtant essentielle dans un régime d'échange de permis d'émission basé sur le marché : si les crédits carbone acquis par les entreprises et les pays ne proviennent pas d'un projet ayant changé les pratiques, cela revient à créer de la « fausse monnaie climatique » (*hot air*). En 2005, la Coalition for Rainforest Nations, qui regroupe une trentaine de pays forestiers du Sud, propose un nouveau mécanisme, la REDD, qui initialement visait la seule « déforestation évitée ». L'idée est simple : rémunérer les pays en développement qui réduisent la déforestation sur une période donnée. Elle suscite un engouement sans précédent dans la communauté internationale, et la treizième conférence des parties à la convention Climat (Bali, 2007) suggère de la prendre en compte dans l'accord post-Kyoto.

L'épineux problème du scénario de référence

Le choix de la période de référence servant à mesurer la réduction de la déforestation est l'un des débats les plus épineux sur la REDD. Faut-il comparer le niveau de déforestation de la période d'engagement (par exemple 2015-2020) avec une période passée, ou en projetant un scénario tendanciel (*business as usual*), éventuellement modifié en fonction de critères politiques et d'équité ? Le choix de la méthode aura des implications opposées selon les pays.

Ceux qui, dans un passé récent, ont subi une forte déforestation et dont le couvert boisé est peu étendu seraient gagnants si c'est la période passée qui est prise en compte.

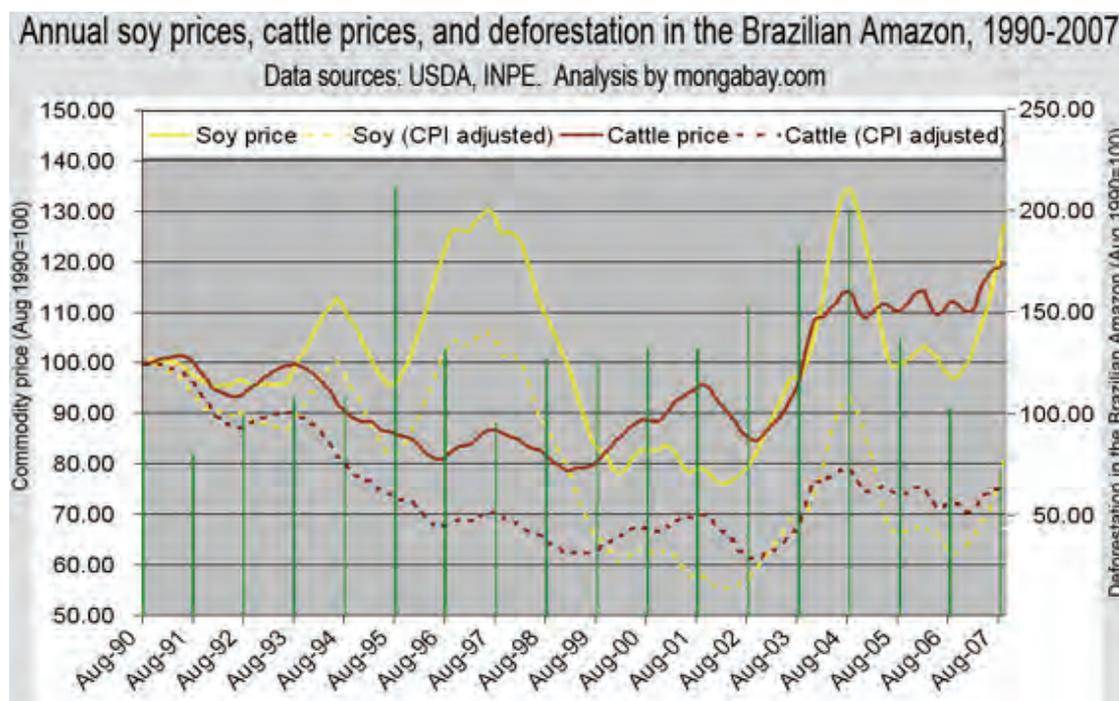
À l'inverse, les pays dont le taux de déboisement, faible par le passé, devrait s'accroître du fait d'investissements dans les infrastructures routières et d'une expansion des surfaces agricoles plaident pour un scénario tendanciel prenant en compte leurs besoins de développement. C'est notamment la proposition défendue dans les négociations par les pays d'Afrique centrale regroupés au sein de la Comifac (Commission des forêts d'Afrique centrale).

Se référer au passé suppose que les trajectoires de déforestation seront constantes dans le temps. Or, il y a peu de raisons pour qu'une telle hypothèse soit vérifiée. Les taux de déboisement sont liés au niveau de développement et à la transition démographique, et ils tendent à s'infléchir quand les forêts se raréfient. En Malaisie et dans plusieurs régions d'Indonésie, les grandes forêts de plaine ont été massivement converties, ces deux dernières décennies, en plantations de palmier à huile ou autres spéculations agricoles. Les grands massifs restants se situent principalement dans les zones montagneuses ou dans des régions éloignées, plus coûteuses à exploiter et à convertir. Les réductions futures seront donc en grande partie « mécaniques », liées à la raréfaction des forêts. À l'opposé, les pays du bassin du Congo connaissent des taux de déboisement relativement modestes, non grâce à une quelconque « bonne gouvernance », mais du fait du mauvais état des infrastructures et de la faible attractivité de cette région pour les grands investissements agricoles. Dans l'immense République démocratique du Congo, le taux de déforestation annuel net est de 0,22 %, mais il ne fait guère de doute que, si la situation politique se stabilise durablement, la remise en état des

infrastructures routières et la reprise des investissements privés entraîneront une hausse de la déforestation, au moins à court terme.

Si l'on renonce à utiliser les seules données du passé, il faut tenter de prédire la déforestation future à partir de l'évolution anticipée de variables clés. Or, les taux de déboisement ne sont pas seulement influencés par des facteurs relativement prévisibles tels que la démographie ou les infrastructures routières. Ils le sont aussi par des phénomènes aléatoires comme les conflits (qui entraînent des migrations), la fluctuation des cours des grandes matières premières agricoles, les changements de parité monétaire ou les variations climatiques (qui diminuent ou accroissent les risques d'incendie à grande échelle et influent fortement sur la déforestation). Au Brésil par exemple, la déforestation varie beaucoup d'une année sur l'autre. Les fluctuations des prix des produits agricoles (boeuf, soja...) sont en grande partie à l'origine de fréquents renversements de tendance.

Figure 19. Prix annuels du soja, du bétail et déforestation en Amazonie brésilienne, 1990-2007



Si les modèles « prédictifs » peuvent à peu près prévoir où se produiront les prochains déboisements (en général près des routes), ils sont incapables de dire *quand* ils auront lieu : cela dépend notamment des prix agricoles – et accessoirement du prix du bois – qui varient au gré des mouvements spéculatifs mondiaux.

Pour tenter de résoudre ce problème, de nombreuses propositions ont été avancées, visant à limiter les quantités de crédit recevables, afin de limiter les risques de production de *hot air* – ce qui semble en contradiction avec l'idée qu'il faut des incitations financières fortes pour que les

États agissent. Mais aucune formule ne permet de savoir si les rémunérations correspondront bien à des réductions additionnelles, imputables aux politiques et actions menées.

Et il faut compter également avec le comportement « stratégique » des États. Ainsi le Guyana, malgré des taux de déboisement quasi nuls jusqu'à présent, a présenté en août 2009 un scénario de référence prévoyant la conversion de 90 % de ses forêts en cultures industrielles au cours des vingt-cinq prochaines années – et ce afin de maximiser ses chances d'être rémunéré pour un déboisement inférieur. Un autre effet pervers possible est celui de la généralisation d'une forme de chantage écologique (« *Payez-moi ou je laisse détruire mes forêts* ») à l'opposé de la responsabilité nécessaire des gouvernements sur un sujet aussi crucial pour le bien commun. Le risque avec un système *cap-and-trade* basé sur les « performances » (réduction de la déforestation par rapport à une référence) est qu'il rémunère le résultat de circonstances plutôt que des efforts. Si, en outre, c'est un mécanisme de marché qui est retenu, il est probable que cela contribue à introduire de la fausse monnaie climatique, alors que le marché peine à maintenir un prix du carbone suffisamment élevé pour être dissuasif. En offrant de nouvelles échappatoires aux nations et entreprises fortement émettrices de gaz à effet de serre, cette solution affaiblit encore plus le système d'incitation recherché par le protocole de Kyoto.

Affronter les problèmes structurels

La formule d'un fonds international appuyant des politiques de transformation agro-foncières est la seule qui permette de s'attaquer aux causes structurelles du déboisement et de financer des réformes dont l'impact sur la déforestation ne peut être directement et immédiatement mesuré – ce que le marché ne peut pas faire. Les priorités seront différentes selon les pays, mais on entrevoit sans mal les bénéfices (et pas seulement pour la forêt) de réformes agro-foncières renforçant le droit de propriété des paysans et introduisant des pratiques agricoles plus productives et plus durables.

Reconnaître aux communautés vivant dans les forêts des droits fonciers opposables les aidera à faire face aux dynamiques montantes d'accaparement des terres menées par des groupes d'agro-business à la recherche d'espaces boisés peu peuplés. La gouvernance est aussi une question clé : financer la réorganisation de l'administration forestière et des systèmes de contrôle peut s'avérer déterminant. Comme le renforcement de la justice : de nombreuses lois défendent la forêt, mais elles sont trop souvent violées en toute impunité.

Processus éminemment politique, ces réformes ambitieuses, notamment foncières, engendrent des gagnants et des perdants. Les faire accepter passe par des compensations aux perdants, d'où l'utilité d'un fonds amplement doté. L'échelle du pays n'est pas la seule sur laquelle agir. Encourager les paysans à conserver les arbres, reboiser et protéger les forêts existantes nécessite des programmes de paiements pour services environnementaux (PSE) à grande échelle.

Encadré 2. Les paiements pour Services Environnementaux comme instruments de la mise en œuvre de REDD+

La rémunération des acteurs pour conduire des actions favorables à l'environnement ou pour renoncer aux pratiques destructrices constitue le principe de base des paiements pour services environnementaux (PSE). Bien que le terme soit ambigu – il ne s'agit pas de payer la nature, mais des hommes afin qu'ils favorisent, par leurs pratiques, certains services rendus par les écosystèmes –, il est consacré par la littérature et a donné lieu à plusieurs définitions.

L'une des définitions les plus reprises est celle de Sven Wunder (2005) : « une transaction volontaire dans laquelle un service environnemental défini (ou un usage des sols permettant d'assurer ce service) est « acheté » par un (au minimum) acquéreur à un (au minimum) fournisseur, si et seulement si ce dernier sécurise la fourniture du service (conditionnalité) » (traduit par nous).

Cette définition adopte un langage marchand (achat, vente), qui suppose que les services ont fait l'objet d'une appropriation préalable à la transaction (on ne peut vendre que ce que l'on possède). Or, les services environnementaux sont des qualités associées à des éléments (par exemple la qualité de l'eau transitant par un bassin versant, la capacité de stockage de carbone d'une forêt, etc.) qui ne peuvent pas faire l'objet d'une appropriation. Dans la mesure où on ne peut vendre que ce que l'on possède, il ne s'agit donc pas d'achats et de vente de services environnementaux.

La définition que nous proposons est un peu différente : *un PSE est la rémunération d'un agent pour un service rendu à d'autres agents* (où qu'ils soient dans le temps et l'espace) *au moyen d'une action intentionnelle visant à préserver, restaurer ou augmenter un service environnemental convenu par les parties*. Les PSE découlent donc d'un accord volontaire entre des parties, c'est-à-dire qu'ils reposent sur des contrats, explicites ou implicites (accord oral), qui définissent le service attendu et les paiements correspondants, ainsi que la durée pendant laquelle le service devra être effectivement rendu.

Autre point à souligner : *le montant d'un PSE ne dépend pas de l'évaluation monétaire des actifs naturels*. Il est déterminé à l'issue d'une négociation, plus ou moins équilibrée, et *doit en principe couvrir au minimum le coût net du renoncement à une activité* (le coût d'opportunité) lié aux restrictions ou aux changements d'usage.

Alain KARSENTY

Accroître la production de denrées alimentaires sans empiéter sur les forêts et les espaces protégés constitue un enjeu de taille, notamment en Afrique subsaharienne, où près d'un habitant sur trois est sous-alimenté. Augmenter les rendements et limiter ainsi l'extension des terres agricoles est une des clés pour augmenter la production agricole tout en maîtrisant la déforestation.

Intensifier l'agriculture n'est pas suffisant pour éviter la déforestation. En témoigne l'échec relatif des programmes de type *Alternative to slash-and-burn* (ASB) des années 1990 : avec les revenus supplémentaires obtenus grâce aux programmes d'intensification, les paysans ont développé des cultures de rente aux dépens de la forêt.

D'où la proposition de coupler l'investissement dans des itinéraires techniques plus intensifs avec des incitations directes liées à la préservation de la forêt apportées par les PSE. Des PSE élargis,

c'est-à-dire tournés vers l'investissement, peuvent combiner des incitations directes avec une conditionnalité qui a fait défaut précédemment.

Les PSE doivent ajouter à la compensation des coûts d'opportunité une subvention d'investissement ad hoc limitée dans le temps. Cette subvention servira pour aménager des zones déjà défrichées et y conduire des cultures permanentes avec de nouvelles techniques agricoles durables. Elle n'aura de sens que si elle s'insère dans un dispositif proposant des itinéraires techniques agricoles alternatifs viables, des programmes de crédit rural, des procédures de sécurisation foncière par l'enregistrement et la cartographie des droits locaux. Un tel dispositif doit être accompagné d'un programme intégré d'appui et de formation agricole, afin d'accompagner les paysans et réduire le risque d'échec.

Ceci conduit à évaluer le besoin de financement de ces programmes bien au-delà du seul coût d'opportunité (coût associé au renoncement aux pratiques de déboisement). La permanence des réductions des émissions (une forêt peut toujours brûler ou être remplacée par d'autres usages) et l'additionnalité (la forêt serait conservée même sans paiement) sont des problèmes qui ne disparaissent pas avec les PSE, mais on peut tenter de les contenir en évaluant au préalable les projets. Une telle évaluation n'est pas possible dans une approche nationale fondée sur le marché, le paiement, inconditionnel, étant basé sur les « résultats » qui peuvent être artificiellement générés par l'adoption d'un « scénario de référence » autorisant un large accroissement de la déforestation au nom de « circonstances nationales » qui risquent d'autoriser toutes les dérives...

L'avenir incertain de REDD+

L'avenir de REDD+ est toujours extrêmement incertain, au moins en tant que mécanisme multilatéral unifié. L'architecture et les règles de gouvernance de cet instrument n'ont toujours pas été décidées après la conférence de Durban, et trouver un consensus semble extrêmement difficile. Certains analystes des marchés financiers avancent que les crédits potentiels issus de la REDD+ ne seraient pas acceptables dans un marché réglementé du carbone, dans la mesure où ils comportent des problèmes insolubles de validation pour être échangés sur des marchés dérivés (The Munden Project, 2010). L'explosion des projets REDD+ doit sans doute plus être analysée sous l'angle d'opportunités de court terme, conduites sous le parapluie emblématique de la REDD+, qui tend à devenir une "marque". Il est difficile de penser que ceci pourrait constituer les prémices d'un régime régulé qui pourrait traiter les moteurs de la déforestation. Jusqu'à maintenant, REDD+ n'est qu'un mécanisme de financement pour une phase de préparation, laquelle est supposée poser les jalons d'un régime basé sur le marché avec des rémunérations indexées sur les performances. Mais ceci est de plus en plus hypothétique du fait de la complexité des débats techniques, qui cachent mal les intérêts divergents des États et des acteurs en lice. Et sans un accord général dans la négociation climatique pour une nouvelle période d'engagement, les chances de voir émerger un marché et un mécanisme REDD+ basé sur les performances dans un régime régulé sont encore plus faibles.

Mais pour un mécanisme REDD+ appuyé sur des fonds publics, les perspectives peuvent être différentes. Un financement durable de la lutte contre la déforestation, un bien public mondial, exige des ressources nouvelles. Même au cœur de la crise financière qui affecte les finances publiques de nombreux pays industrialisés, le besoin de trouver de nouvelles sources de financement pour combler les déficits budgétaires nationaux, mais également pour financer les biens publics nationaux et internationaux fait son chemin dans les opinions publiques et auprès des gouvernements. L'étonnant ralliement à la taxe Tobin de nombreux décideurs politiques, quelque chose considéré comme très improbable quelques années auparavant, légitime cette manière de voir les choses. Dans le même ordre d'idées, des taxes carbone sont de plus en plus considérées comme nécessaires, aux côtés de systèmes de *cap-and-trade*. Un rapport commandé par les Nations Unies sur le fonds vert climatique, recherche les moyens de constituer un budget annuel de 100 milliards de dollars pour financer la lutte contre le changement climatique dans le monde en développement¹⁹. Une étude coordonnée par la Banque Mondiale sur le potentiel fiscal de différents instruments économiques dont des taxes sur les carburants aériens et maritimes, le carbone émis, l'électricité, les transactions financières, les véhicules, a été remise aux dirigeants du G20²⁰. Une fraction de l'argent espéré pourrait financer des politiques REDD+, c'est-à-dire apporter les moyens nécessaires pour traiter plus efficacement les moteurs de la déforestation et financer les réformes de structures indispensables qui sont nécessaires pour parvenir à des changements importants dans les pratiques agricoles, les systèmes fonciers et les processus de décision quant à l'affectation des terres. Il sera peut-être difficile de parvenir rapidement à un accord international sur le sujet, mais passer par un mécanisme inadapté (le marché du carbone), au prétexte qu'il est plus facile de trouver un accord international sur celui-ci, car il n'implique pas de mesures impopulaires, constituerait une décision de courte vue.

Dans un tel mécanisme REDD+ appuyé sur des fonds publics, des systèmes de paiement pour services environnementaux à grande échelle, inspiré par ceux mis en œuvre au Mexique et au Costa Rica, pourraient jouer un rôle majeur pour fournir les incitations aux producteurs locaux afin qu'ils gèrent durablement les écosystèmes qu'ils utilisent. L'équilibre qui s'établira entre un mécanisme REDD+ basé sur les fonds publics, d'une part, et les initiatives privées qui s'orienteront plus vers la mise en œuvre de projets de compensation carbone est difficile à prédire, mais on peut envisager que les deux systèmes coexisteront.

Mais, au-delà de la forêt, se pose le problème de nos modes de consommation individuels et collectifs. Les forêts sont converties pour répondre à la demande croissante de consommation de bœuf, le soja sert à nourrir le bétail, la demande d'huile de palme est stimulée par la demande d'agrocarburants, la consommation croissante de papier conduit à déboiser les forêts dégradées d'Indonésie pour planter des essences à croissance rapide... Partout dans le monde, de

¹⁹ Voir www.un.org/wcm/webdav/site/climatechange/shared/Documents/AGF_reports/AGF%20Report.pdf (consulté le 30 mars 2012)

²⁰ www.imf.org/external/np/q20/pdf/110411c.pdf (consulté le 30 mars 2012)

nouvelles mines, auparavant insuffisamment rentables, s'ouvrent au sein des massifs forestiers pour répondre à la demande de minerais dont les prix s'envolent.

Les instruments économiques sont nécessaires pour modifier les choix collectifs, mais n'imaginons pas que leur magie nous permettra de faire l'impasse sur ces remises en question de notre mode de développement.

Références bibliographiques

Angelsen, A. (ed), 2008. Moving ahead with REDD+: Issues, options and implications. Bogor, Indonesia: CIFOR.

Karsenty, A. 2008. The Architecture of Proposed REDD Schemes after Bali: Facing critical choices. *International Forestry Review*, 10 (3) : 443-457.

Santilli, M.P., Moutinho, S., Schwartzman, D., Nepstad, L.& N.C. Curran, 2005. Tropical deforestation and the Kyoto Protocol. An editorial essay. *Climatic Change*, 71 : 267-276.

The Munden Project, 2011. REDD and forest carbon: market-based critique and recommendations. <http://www.mundenproject.com/forestcarbonreport2.pdf> (consulté le 10 janvier 2012).

Wunder, S. 2005. Payments for Environmental Services: Some nuts and bolts. CIFOR Occasional Paper, 42.

Zarin, D., Angelsen, A., Brown, S., Loisel, C., Peskett, T. & C. Streck, 2009. Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation (REDD): An Options Assessment Report. www.REDD-OAR.org

3.7 Gestion de la Biodiversité dans les Paysages de Montagne. Concilier Conservation et Développement dans les systèmes agroforestiers des Ghats occidentaux (Inde).

Claude GARCIA^{1,2}, Delphine MARIE-VIVIEN³, C.G. KUSHALAPPA⁴, Philippe VAAST^{5,6}.

¹CIRAD, Biens et Services des Ecosystèmes Tropicaux, F - 34 398 Montpellier France.

Contact : claudio.garcia@cirad.fr

²CIFOR, Environmental Services and Sustainable Use of Forest Programme, 16115 Bogor, Indonesia

³CIRAD UMR Innovation, F – 34 398 Montpellier, France

⁴University of Agricultural Sciences, Bangalore, India

⁵CIRAD, UMR Eco&Sols, F-34070 Montpellier, France

⁶ICRAF, Nairobi, Kenya

Introduction

Les aires protégées couvrent autant voire plus de surface des terres émergées (12,2 %, d'après WDPA, 2010) que les terres allouées à la production de nourriture (terres arables et pérennes, 11 %, d'après FAO, 2007). Dans ces conditions, au vu du déclin généralisé de la biodiversité, dans un contexte de croissance démographique, le défi est de parvenir à conserver la biodiversité en dehors des aires protégées, dans des paysages dédiés à la production de biens, en particulier alimentaires (Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2010). Le concept des services écosystémiques (Millennium Ecosystem Assessment 2005) associé à des mécanismes de marché appliqués à la gestion des ressources naturelles ouvre des voies prometteuses pour concilier conservation et développement (Bayon, R. 2004).

Pour comprendre les interactions entre systèmes de production, biodiversité et services écosystémiques, nous proposons d'analyser un territoire, le district de Kodagu (figure 20 a), en Inde et un produit, le café. Dans ce système écologique et social où les enjeux de production et de conservation sont forts, différents acteurs lancent des initiatives pour concilier les deux. Nous en avons retenu trois. La première repose sur la certification et autres outils de marché similaires pour restituer aux producteurs une partie de la valeur des services écosystémiques générés dans leurs exploitations. Le second est axé sur les droits et la gouvernance des ressources naturelles, dans ce cas les arbres des plantations. La troisième approche enfin, repose sur des mécanismes de paiement pour services environnementaux. Prometteuse, elle n'en est néanmoins qu'à ses balbutiements sur ce terrain.

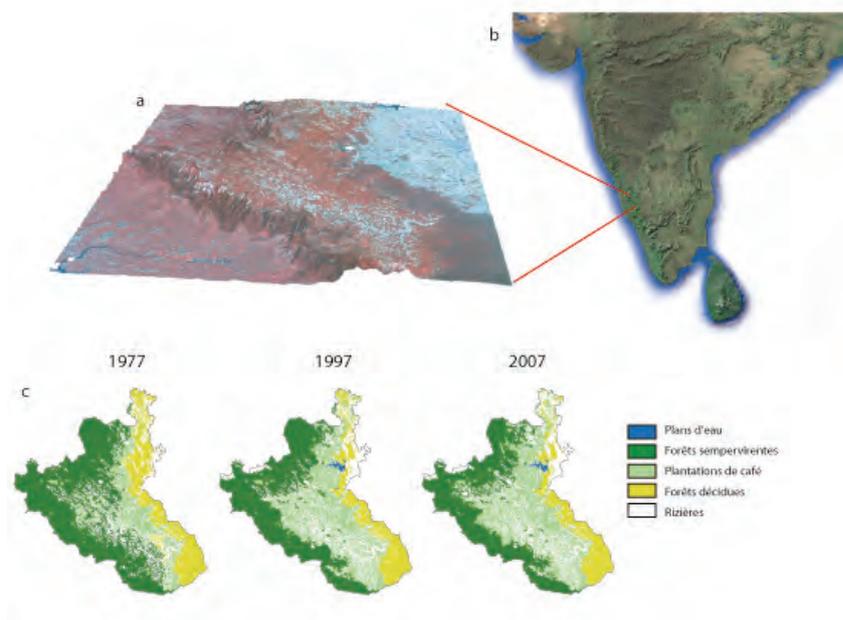
Zone d'étude

Kodagu (75°25'-76°14' E et 12°15'-12°45' N) fait partie du hotspot de biodiversité des Ghâts occidentaux (figure 20 b) (Conservation International, 2008). D'une surface totale de 4106 km², il est couvert sur sa périphérie de grands massifs forestiers contrôlés par l'état (30 % de la

surface). Le centre du district est dominé par les cultures et en particulier des plantations de café et des rizières. Les plantations représentent aujourd'hui 30 % du territoire, et ont connu un développement considérable depuis une quarantaine d'années, comme le montre la comparaison des images satellites de 1977, 1997 et 2007 (figure 20c).

Figure 20. Localisation géographique du district de Kodagu et dynamiques du couvert boisé de 1977 à 2007.

Le district de Kodagu (a) est localisé dans les Ghâts occidentaux en Inde (b). Les changements d'usage des sols (c) traduisent des dynamiques rapides, avec disparition du couvert forestier au profit de plantations de café (Marie-Vivien et al., 2009)



Le district était connu sous l'administration britannique sous le nom de Coorg, et c'est aujourd'hui encore à ce nom que sont attachées la réputation du district et celle des produits qui en sont issus.

Royaume indépendant jusqu'à son annexion britannique en 1834, Kodagu a été rattaché à l'État du Karnataka en 1956. La réglementation sur les arbres ayant hérité de certaines restrictions imposées avant et pendant la période coloniale, cette singularité a marqué le paysage et les espaces boisés privés.

Le district produit un tiers du café indien et cette culture est devenue le principal moteur économique de la région. Le café a imposé son empreinte dans le paysage comme dans les esprits, les Kodavas, l'ancienne caste dominante dans la zone, se définissant avant tout comme des planteurs de café (Garcia et al., 2011).

Le mode de production agricole traditionnel reposait sur une récolte annuelle de riz en bas fonds et la production de cardamome sous couvert forestier sur les collines (Ramakrishnan et al., 2000 et Moppert, 2005). La culture commerciale du café est apparue avec l'arrivée des planteurs britanniques à la fin du XIX^{ème} siècle. Aujourd'hui, Arabica (*Coffea arabica*) et Robusta (*Coffea*

canephora var. robusta) ont supplanté les autres cultures. Les espaces boisés ont été convertis en plantations. Le sous-bois a été remplacé par des caféiers et la canopée éclaircie. Cependant, les plantations de café conservent un couvert arboré important, y compris d'espèces de la forêt originelle (Moppert et al., 2005 et Elouard and Guilmoto, 2000)

Dynamiques écologiques

Méthodes

Nous avons réalisé un inventaire sur 114 plantations entre 2008 et 2009. Au sein du bassin versant principal du district (Bassin de la Kavery, 1000 km²), nous avons aléatoirement sélectionné 35 villages. Dans chacun de ces villages, grâce aux archives du cadastre, nous avons sélectionné aléatoirement 3 plantations, une petite (moins de 2,5 ha), une moyenne (entre 2,5 et 10 ha) et une grande (plus de 10ha). Chacune de ces plantations étant divisée en blocs, nous avons identifié les blocs et déterminé aléatoirement quels blocs allaient être échantillonnés selon un protocole testé sur des parcelles pilotes (Nath et al., 2009).

Dans chaque bloc, un transect long de 50m était tracé selon une direction aléatoire, et 10 cellules larges de 10m chacune mises en places de part et d'autre du transect principal. La longueur de chaque cellule varie en fonction de la densité d'arbres sur le site, afin d'ajuster l'effort d'échantillonnage aux conditions du terrain. Cette méthode est inspirée du protocole écologique Multi Disciplinary Landscape développé par le CIFOR (Sheil, 2002). Dans chaque cellule, les 5 arbres (de plus de 30 cm de circonférence à 1m30 du sol) les plus proches du transect sont mesurés et identifiés. En nous basant sur les résultats du test pilote, nous avons mis en place autant de transects que nécessaires pour atteindre 200 arbres échantillonnés par plantation.

Les données ont été récoltées par plusieurs équipes de terrain, sur la période février 2008 à mai 2009. Au total, nous avons établi 550 transects, et constitué une base de données de 20 550 arbres. Les identifications botaniques se faisaient sur place, avec vérification des échantillons collectés auprès des herbiers du Collège de Foresterie de Ponnampet et de celui de l'Institut français de Pondichéry. Les calculs statistiques ont été réalisés avec XLSTAT 2010 et les calculs de biodiversité avec le logiciel EstimateS v7.2.

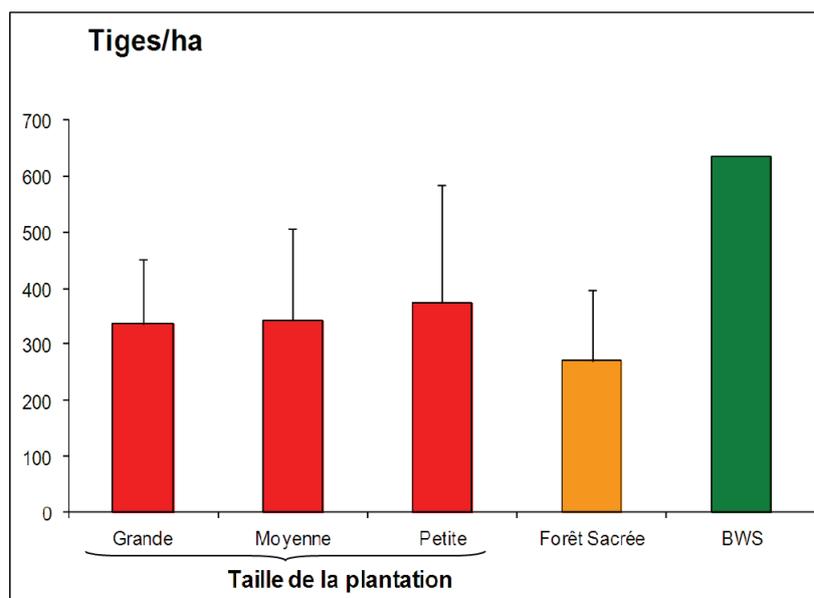
Résultats

La structure de la canopée est complexe, avec plusieurs strates de végétation, entièrement façonnées par l'homme. La densité d'arbres au sein des plantations, bien que très variable, reste importante, même lorsqu'on la compare à celle de fragments forestiers adjacents, par exemple des forêts sacrées (Garcia and Pascal. 2006). En moyenne, les plantations de café dans le bassin de la Kavery ont 350 tiges à l'hectare, contre 270 tiges/ha dans les forêts sacrées et 640 tiges/ha dans le Brahmagiri Wildlife Sanctuary, une aire protégée sise sur la marge occidentale du district (figure 21). Les raisons de la forte densité arborée dans les caféières sont nombreuses et incluent le besoin de protéger les bourgeons floraux au cas où les pluies de floraison (début mars) seraient en retard, les propriétés agronomiques des arbres et de leur litière, et les types de

tenure foncière et droits sur les arbres spécifiques au district qui contraignent les choix des planteurs (Garcia et al., 2010).

Figure 21. Densité des arbres dans les plantations

Les barreaux d'erreur (écart-type) traduisent l'importante variabilité entre les plantations. En raison de cette variabilité, il n'y a pas de différences statistiquement significatives entre la densité dans les petites, moyennes et grandes plantations. Les valeurs pour les forêts sacrées et le Brahmagiri Wildlife Sanctuary (BWS) sont tirées de travaux antérieurs dans la même zone (Garcia, 2003).



La richesse et la diversité du système de production sont aussi remarquables. Aux erreurs d'identification près, nous avons identifié 272 espèces d'arbres de couverture, avec 30 espèces en moyenne par exploitation. Cette estimation est conservative, notre échantillonnage n'étant pas exhaustif. L'allure de la courbe d'accumulation d'espèces, obtenue après randomisation des échantillons (Colwell et al., 1994) indique que sans totalement représenter la richesse du système (la courbe ne plafonne pas), nous en avons une bonne représentation (Figure 22). Une analyse fine de la richesse totale du système est possible grâce à des estimateurs (Magurran, 1988), mais serait hors de propos ici. Cette richesse importante est due au fait que de nombreuses espèces de la forêt sempervirente humide originelle ont été conservées lors de la conversion des forêts en plantations (Nath et al., 2009).

Figure 22. Courbe d'accumulation des espèces arborées

Cette courbe représente le nombre d'espèces attendues si seulement une fraction de l'échantillon avait été collectée. Au fur et à mesure que la taille de l'échantillon grandit (on ajoute des transects), le nombre d'espèces nouvelles rencontrées diminue.

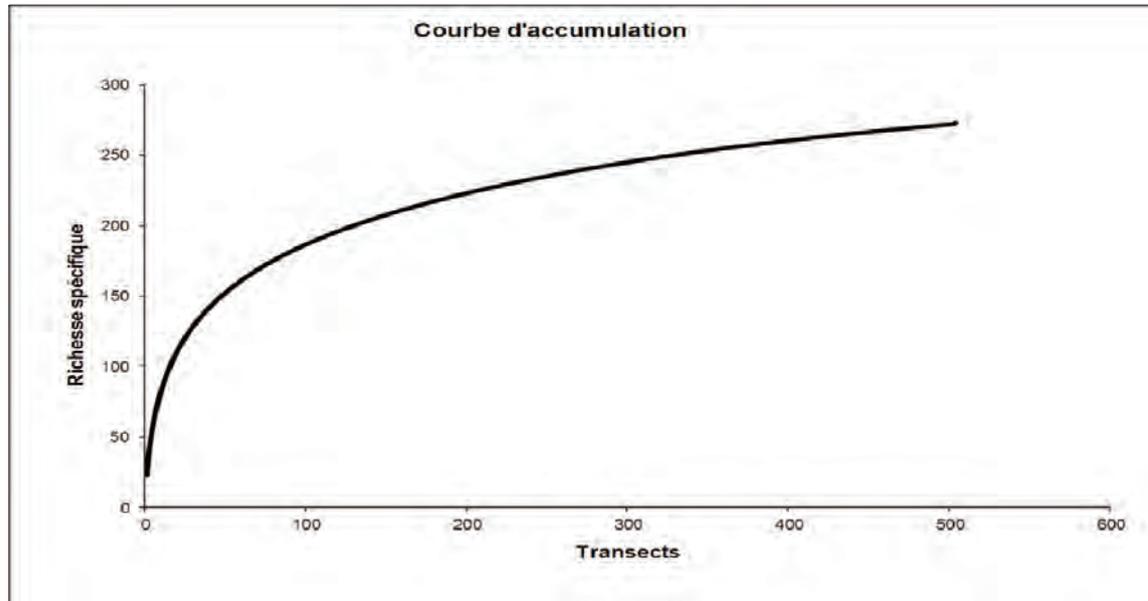
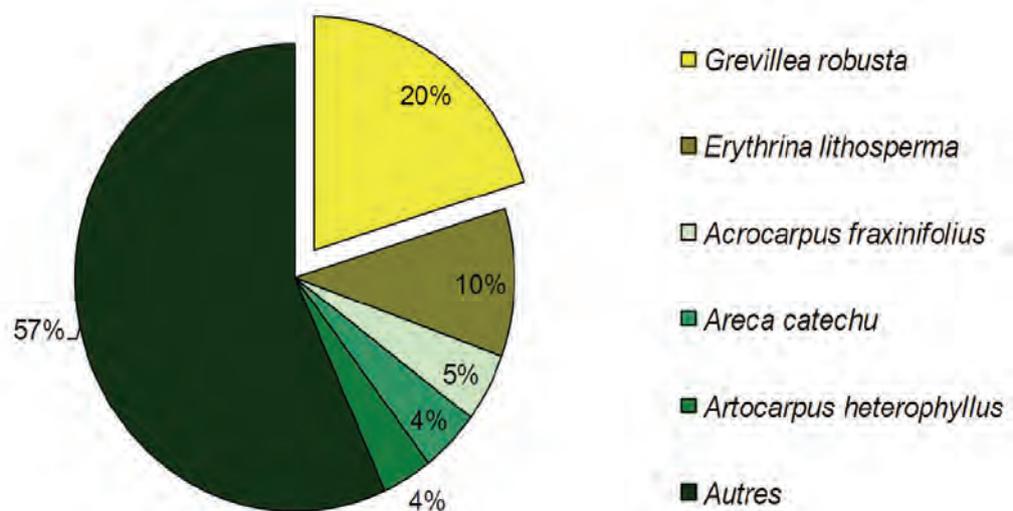


Figure 23. Abondance relative des espèces arborées les plus fréquentes.

Les deux premières, *G. robusta* et *E. lithosperma* sont exotiques et ont été introduites spécifiquement dans les plantations de café. *A. catechu* est une palme, l'aréquier, souvent associé au café dans les zones les plus humides. *A. fraxinifolius* et *A. heterophyllus* (le Jacquier) sont des espèces issues de la forêt originelle. Taille totale de l'échantillon : 20 550 arbres.

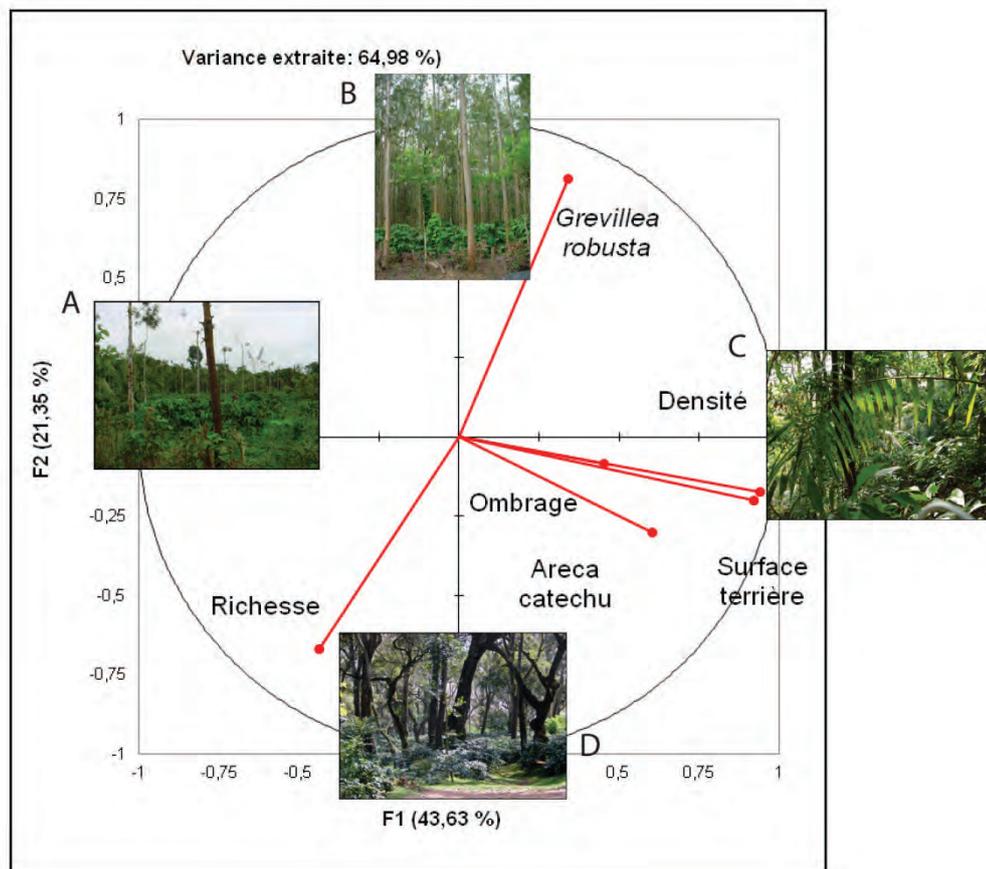


Les espèces cependant ne sont pas distribuées équitablement (figure 23). La plus fréquente, *Grevillea robusta* représente près de 20 % des arbres dans le paysage. La deuxième, une

érythrine, est utilisée partout dans le monde pour constituer une sous-strate, un ombrage rapide pour le café. Les trois espèces suivantes ont des abondances très proches. La première est une endémique des Ghâts occidentaux (*Acrocarpus fraxinifolius*), L'aréquier (*Areca catechu*) apparaît en 4e position, dû aux très fortes densités des plantations d'aréquier. La 5e espèce, le jacquier (*Artocarpus heterophyllus*) est originaire lui aussi de l'Inde du Sud et est utilisé pour ses fruits et le bois d'œuvre par les populations locales.

Figure 24. Analyse en Composante Principale (ACP) sur les principales variables de structure et composition de la canopée du système agroforestier

Les deux principaux axes extraient 65 % de la variance. Le premier axe (43,63 % de la variance expliquée) oppose les blocs avec beaucoup d'arbres et de biomasse dans la couverture (c), aux blocs conduits en plein soleil (a). Le deuxième axe (21,35 % de la variance expliquée) oppose les systèmes ayant conservé les espèces natives avec une biodiversité importante (d) à ceux où les espèces natives ont été remplacées par une monoculture de *G.robusta* (b).



Des enquêtes auprès des fermiers ayant participé à notre étude relèvent qu'il y a 4 grandes raisons pour lesquelles les fermiers favorisent le *Grevillea*, espèce originaire d'Australie, au détriment des espèces locales (Nath et al., 2011) :

1. La vitesse de croissance est plus importante que pour les autres essences, permettant une rotation rapide des coupes (20-30 ans contre 80 ans pour le bois de rose *Dalbergia latifolia* par exemple);
2. Le tronc offre un bon support pour les lianes de poivrier, associé au café et pouvant représenter 20 % du chiffre d'affaires d'une plantation;
3. Les graines et jeunes plants sont facilement disponibles dans les pépinières des services forestiers;
4. Et surtout, cette espèce peut facilement être commercialisée, n'ayant pas le statut de protection dont jouissent les espèces locales.

Au final, une analyse en composantes principales de ce jeu de données (figure 24) met en lumière deux grandes dynamiques au sein même des plantations de café, qui viennent s'ajouter à la conversion des forêts en plantations de café. Le premier axe oppose les systèmes ayant conservé des arbres dans la plantation à ceux où le planteur conduit son café en plein soleil avec l'objectif d'augmenter les rendements. Le deuxième oppose toutes les mesures que l'on a pu faire de la biodiversité (toutes corrélées à la richesse spécifique, la seule variable retenue dans l'ACP présentée ici), au pourcentage de *Grevillea robusta*. Ceci traduit le choix des planteurs en matière d'ombrage de son café entre la conservation des espèces forestières natives ou son remplacement par un ombrage monospécifique à base de *Grevillea robusta*.

Toutes ces dynamiques ont un impact sur les conditions de vie des fermiers et des ouvriers agricoles, mais aussi sur le paysage et sa capacité à générer les biens et services écosystémiques de façon durable. Le développement du *Grevillea robusta* avec ses rotations courtes et sa facilité de commercialisation, a un impact positif sur l'économie des plantations, mais au prix d'une diminution significative de la biodiversité. La diminution du couvert forestier augmente potentiellement la productivité des caféiers, du moins sur le court terme¹⁶, et ceci bien entendu peut avoir un impact positif sur les revenus du planteur, mais au prix d'une dépendance accrue des intrants chimiques (fertilisants), techniques (irrigation), une plus forte exposition aux aléas climatiques et un déficit en stockage de carbone (Kushalappa et al., 2011).

À cela s'ajoutent des modifications du paysage. La connectivité diminue, avec la matrice reliant les fragments forestiers qui s'artificialise, l'habitat des espèces inféodées aux écosystèmes forestiers diminue et les barrières à la dispersion augmentent. Lorsque l'on dépasse le seuil de 20 % de *Grevillea robusta*, les communautés aviaires changent (Rao, V. 2011 et Torres, 2010). Conséquence directe de l'augmentation des surfaces en café et de l'anthropisation du milieu, les conflits entre les hommes et la faune, en particulier les éléphants (*Elephas maximums*), sont en augmentation depuis une dizaine d'années, entraînant des dégâts sur les cultures, mais aussi

des dommages corporels et des décès aussi bien chez les hommes que chez les éléphants (Bal et al., 2011).

Concilier Développement et Conservation

Les acteurs locaux explorent plusieurs approches pour concilier le développement économique du district, sécuriser les modes de vie des habitants, tout en préservant l'environnement et la biodiversité. Nous en avons retenu trois : la certification et les indications géographiques, la restitution des droits sur les arbres aux planteurs et les paiements pour services environnementaux.

Marques et Certification

Nous rassemblons ici plusieurs initiatives qui visent à ajouter de la valeur aux productions localisées, café, miel, cardamome ou encore aux services, comme l'écotourisme. Dans tous les cas, ces différentes initiatives cherchent à augmenter la visibilité du café produit sous ombrage, à ses cultures associées et au paysage qui en résulte, et leur donner un meilleur accès au marché. Il peut s'agir de marques individuelles portant la mention de la zone géographique (figures 25 a,b,c), de marques de certification, portées avec plus ou moins de succès par le Central Coffee Board (figure 25 d), d'indications géographiques, comme il en existe sur l'orange ou la cardamome, ou enfin le recours aux certifications environnementales comme celles de Rain Forest Alliance ou UTZ Certified.

Figure 25. Certification. Exemples d'utilisation du nom géographique dans des marques commerciales.

Ces marques appartiennent à Tata Coffee Pvt. Ltd. (A), Coorg Coffee Suppliers (B) et Café Coorg (C). Le logo a été créé par le Coffee Board pour signaler l'origine géographique du café du Coorg (D), dans une démarche d'abord purement commerciale, maintenant devenue marque de certification. La signalétique retenue fait référence à un autre produit reconnu de la région, le miel.



Ces différentes approches ont été décrites par ailleurs (Marie-Vivien et al., 2009 et Garcia et al., 2007). Les certifications environnementales ont commencé à se développer dans la zone, sous l'impulsion du projet CAFNET²¹. La plupart des producteurs sont petits. Afin de pouvoir assurer

²¹ <http://www.ifpindia.org/Managing-Biodiversity-in-Mountain-Landscapes.html>

aux acheteurs des volumes suffisants de café de qualité produit de façon durable, la certification de groupe a été retenue. Un premier groupe de 6 fermiers a rejoint volontairement le programme de [Rain Forest Alliance](#) et [UTZ Certified](#), et ce avec l'appui des négociants EcomGill Coffee Trading Company et Ned Commodities India Pvt. Ltd. En 2010, 8 groupes de 90 fermiers ont suivi le mouvement. Dans la même famille, l'idée d'un label paysage qui permettrait de certifier aussi bien les produits que les services commence à circuler, mais elle n'a pas encore trouvé de champion local (Ghazoul et al., 2009).

Droits sur les arbres

Il s'agit là, avec le développement de l'irrigation, du principal moteur de transformation des plantations, et conduit au remplacement des espèces natives par le *Grevillea robusta*. Les espèces natives sont protégées par la loi, et ne peuvent que très difficilement faire l'objet d'un abattage et d'une mise en vente par les circuits légaux. Le processus administratif est long, complexe, et sans garantie d'aboutir. À l'inverse, le *Grevillea robusta*, considéré comme une espèce exotique au même titre que les acacias et les eucalyptus, peut être coupé, transporté et mis en vente sans barrière administrative (Nath, 2011 et Cheynier, 2006).

Un débat a lieu dans le district entre les représentants des planteurs qui souhaitent lever la protection des espèces natives, au titre que les arbres font partie de leur patrimoine, et qu'ayant les droits, ils auraient alors un réel intérêt pour la gestion de cette ressource, au lieu de la laisser disparaître, au mieux, ou l'exploiter de façon opportuniste grâce à des filières parallèles, au pire. Face à cette position, les services forestiers prédisent un déboisement massif sur l'ensemble du paysage si jamais le contrôle est levé et les droits restitués (Nath, 2011).

Figure 26. Planteurs de café pendant un des ateliers de modélisation d'accompagnement

Ces ateliers duraient une journée, chacun des deux scénarios se déroulant pendant une demi-journée. Les planteurs doivent prendre des décisions concernant le couvert, quels arbres couper, lesquels élaguer, que planter, et générer des profits à partir de la vente de café, de poivre et de bois d'œuvre. Ils doivent interagir avec les autres planteurs, les services forestiers, les commerçants de bois et réagir aux conditions imposées par le maître du jeu, qui peut simuler un crash du marché ou bien l'arrivée de certificateurs. Entre chaque tour de jeu, les participants discutent de la situation en cours, commentent les choix des uns et des autres et remplissent des questionnaires utilisés pour mieux cerner leurs stratégies. Photo : V. Rao.

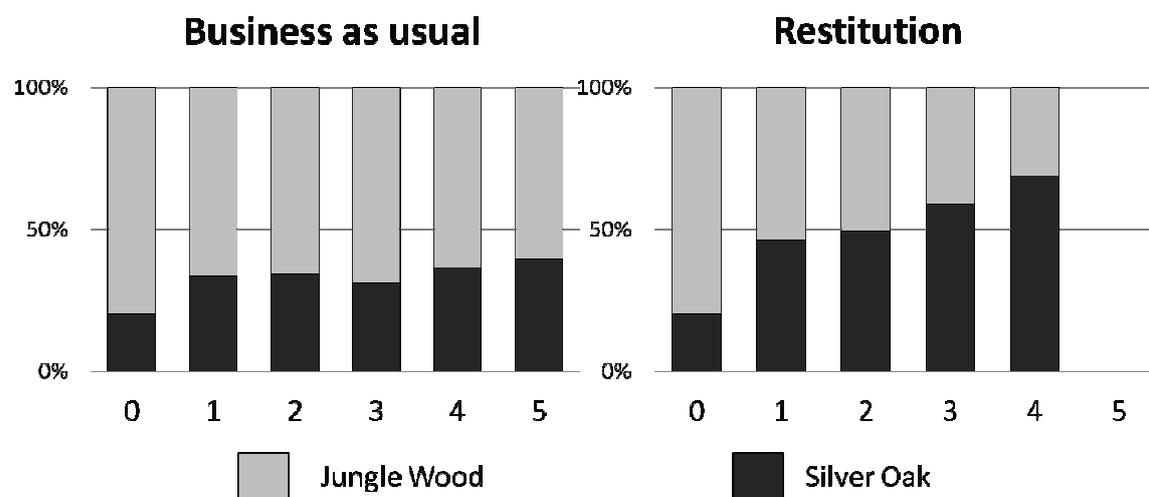


Afin de sortir de ce débat d'opinion, nous avons adopté pour la première fois en Inde une démarche de [modélisation d'accompagnement \(ComMod\)](#). Un modèle conceptuel de gestion du couvert des plantations a été développé avec les planteurs puis transformé en jeu de rôles pour être validé (Vendé, 2010). Ce modèle a ensuite été utilisé dans une série d'ateliers organisés sur l'ensemble du bassin versant (figure 26) pour tester 2 scénarios : le premier, « Business as Usual » pour simuler l'évolution du couvert, et en particulier du pourcentage de *Grevillea robusta* dans le paysage, en l'état actuel des régulations; le second, « Restitution », pour imaginer ce que deviendrait le couvert des plantations dans le cas où les planteurs étaient libres de gérer toutes les espèces comme ils l'entendent. Au total, 70 planteurs ont participé à ces ateliers, organisés entre septembre 2010 et juin 2011.

Les résultats, en cours d'analyse, suggèrent d'abord que la situation telle qu'elle est aujourd'hui n'est pas durable. Si les arbres sont maintenus dans le paysage, le pourcentage de *Grevillea robusta* ne cesse de croître, au fur et à mesure que les arbres natifs sont coupés de façon plus ou moins licite ou disparaissent naturellement.

Figure 27. Évolution de la proportion de *Grevillea robusta* dans les plantations sous 2 scénarios différents.

La résultante des choix individuels des planteurs ayant participé aux ateliers de Modélisation d'Accompagnement nous permet de suggérer les évolutions futures du couvert arboré des plantations selon que les planteurs obtiennent ou non les droits sur les arbres. Les résultats présentés ici sont ceux d'une séance de jeu, organisée à Ponampet en novembre 2010. Lorsque les planteurs n'ont pas le droit de couper et de vendre les espèces natives (*Business as Usual*), la proportion de *Grevillea robusta* augmente doucement et semble se stabiliser. Ce plateau est en fait dû à l'absence de mortalité naturelle des arbres dans ce modèle simplifié. Quand les mêmes planteurs se retrouvent dans une position où les services forestiers ne contrôlent plus leurs actions, où ils peuvent librement couper et commercialiser les espèces natives au même titre que le *Grevillea robusta*, la proportion de *Grevillea robusta* augmente rapidement, et ce pendant tout le long de la simulation. De tels résultats suggèrent que des mesures d'accompagnement doivent être mises en place pour les droits puissent être restitués aux planteurs sans effet négatif sur la biodiversité.



En cas de restitution des droits aux planteurs, on observe tout d'abord une réponse de libération. Immédiatement après avoir libéré le commerce des espèces natives, les planteurs coupent en masse. Cela augmente sensiblement leurs revenus. Dans un deuxième temps, les producteurs reprennent l'effort de plantation pour reconstituer le couvert, assurant le maintien des arbres dans le système. Cependant, ils choisissent massivement de replanter du *Grevillea robusta*, accélérant la transformation du système et la perte de la biodiversité (figure 27). Encore une fois, un arbitrage est fait par chaque planteur, entre la conservation de la biodiversité et sa situation économique. La rotation rapide permise par la croissance rapide du *Grevillea robusta* améliore leurs rentrées d'argent, sans conséquences négatives visibles au niveau de la plantation. Les peurs des services forestiers sont donc partiellement fondées.

Ces résultats, qui illustrent des tendances et des stratégies, ne sont bien entendu pas des prédictions. Ils montrent cependant que si la restitution des droits sur les arbres aux planteurs semble incontournable sur le moyen terme sur le plan politique, elle doit s'accompagner de mesures pour en atténuer les impacts environnementaux négatifs.

Paiement pour Services Écosystémiques

De toutes les initiatives, celle-ci est la plus récente. Au cours du projet CAFNET, le comité de pilotage du projet, composé d'acteurs locaux, de représentants du privé, des services forestiers et du Coffee Board, a identifié 4 services écosystémiques d'intérêt particulier pour le district et en particulier pour le bassin versant de la Kavery. Il s'agit de la capacité de recharge de la nappe phréatique et l'infiltration de l'eau dans le sol (1); la conservation de la biodiversité (2), le stockage de carbone (3) et la beauté paysagère (4).

Le premier s'explique en raison de l'importance de la Kavery, qui alimente en eau potable la ville de Bangalore en aval, ainsi que les plantations de canne à sucre du Karnataka et les rizières du Tamil Nadu. Le rôle exact que jouent les plantations de café et plus particulièrement les arbres dans ce système reste à élucider. Les premiers résultats de CAFNET suggèrent que les espèces natives, par leur plus forte évapotranspiration, diminuent la quantité d'eau qui part dans la nappe phréatique, mais réduisent le ruissellement de surface et donc l'érosion des sols. Ce faisant, elles créent des conditions plus favorables localement pour les plants de café. Un trade-off semble se dessiner entre les services d'approvisionnement en café (qualité et production soutenue) sous ombrage natif et ceux de régulation (recharge de la nappe), sous ombrage de *Grevillea robusta* (Kushalappa et al., 2011).

La biodiversité n'est pas un service écosystémiques en tant que tel (Millennium Ecosystem Assessment 2005). En revanche, sa conservation peut le devenir, en particulier dans la catégorie des services culturels, ou de régulation, ce dernier si le lien biodiversité et provision de SE est établie. En raison des enjeux de conservation considérables dans le district (avec un parc national et trois sanctuaires, et des populations importantes de grands mammifères, dont le tigre (*Panthera tigris*)), le comité de pilotage a retenu ce service.

Le stockage de carbone a été retenu non pour son importance actuelle, mais pour ce qu'il peut offrir comme opportunités pour les acteurs locaux dans le cadre d'une politique de type REDD+ /CDM. Les premiers résultats de CAFNET pour l'estimation des stocks de carbone dans les plantations du bassin de la Kavery indiquent que les compartiments qui stockent le carbone sont les arbres de couverture et le sol, pas les caféiers, et que les plantations d'Arabica stockent plus de carbone que celles de Robusta, de même que les plantations sous couvert natif stockent plus que les plantations sous couvert de *Grevillea robusta* (Kushalappa et al., 2011). Cela ouvre des opportunités pour associer des mécanismes visant à la fois le stockage de carbone et la conservation de la biodiversité, et privilégiant les systèmes ayant pu conserver une partie de leur couvert natif. Cela est à mettre en lien avec la dévolution des droits sur les arbres mentionnée précédemment.

Enfin, nous avons peu ou pas d'informations sur le dernier service retenu, la beauté paysagère. Il est certain que le district attire de nombreux visiteurs en provenance des grandes villes de Mysore et de Bangalore. En quelques années, nous avons assisté à une multiplication des gîtes

et de l'offre hôtelière (Leroy et al., 2011). Mais nous ne savons pas si les visiteurs feraient la différence entre des systèmes de production intensifs ou pas, entre des systèmes à grande biodiversité ou pas.

Fin 2011, l'Université de Sciences Agricoles de Bangalore et ATREE, une ONG, ont lancé une étude de faisabilité pour la mise en place de mécanismes de PSE, en s'appuyant sur les résultats produits par CAFNET. S'il aboutit, ce mécanisme serait une première en Inde.

Conclusion

Afin de comprendre les dynamiques du système écologique et social de Kodagu, nous avons employé une approche transdisciplinaire. Partant de constats sur les dynamiques écologiques obtenus par analyse spatiale et par inventaires floristiques, nous avons mis en évidence trois grandes dynamiques : (1) la conversion des forêts en plantations de café, maintenant pratiquement aboutie puisque ne subsistent pratiquement que les forêts sous contrôle de l'État, (2) le remplacement des espèces natives de couverture par une seule espèce, le *Grevillea robusta*, et (3) la diminution du couvert arboré et l'intensification des plantations.

L'analyse des contraintes agronomiques, économiques, législatives, sociales, qui pèsent sur les acteurs a permis de comprendre les moteurs de ces dynamiques. La résultante est préoccupante pour l'environnement, et ce constat, partagé par les acteurs locaux conduit à explorer des pistes pour inverser la tendance et préserver la biodiversité du système de production avant qu'elle ne soit perdue. Plusieurs pistes sont explorées par différents acteurs, que nous avons évoqués ici brièvement. Certaines laissent entrevoir des pistes prometteuses pour concilier conservation et développement, comme l'association de restitution des droits et de mécanismes de paiement pour services environnementaux pour en atténuer les impacts négatifs.

Dans tous les cas, l'innovation et les changements dans les systèmes de gestion ne peuvent avoir lieu que si des champions portent les initiatives localement. Il faut ensuite que les contraintes, opportunités et savoirs locaux soient parfaitement intégrés à la réflexion, faute de pouvoir remporter l'adhésion des premiers concernés, les planteurs. Afin de construire une alliance durable entre le monde de la conservation et les producteurs, il faut que les intérêts des uns et des autres soient bien compris et pris en compte. C'est une évidence, mais trop de projets de conservation capotent, y compris dans cette zone, parce qu'ils avaient négligé de prendre en compte les objectifs et contraintes des producteurs.

Remerciements

Nous remercions toute l'équipe Biodivalloc et CAFNET pour leur travail sur les systèmes agroforestiers de Kodagu, ainsi que les fermiers qui nous ont patiemment accompagnés au cours de ces 5 dernières années. Cet article est le fruit d'une collaboration entre les projets BIODIVALLOC (ANR Biodiversité 2005) et CAFNET (EuropAid 2006).

Références bibliographiques

- Bal, P., C. D. Nath, K. M. Nanaya, C. G. Kushalappa, and C. Garcia, 2011. Elephants Also Like Coffee: Trends and Drivers of Human–Elephant Conflicts in Coffee Agroforestry Landscapes of Kodagu, Western Ghats, India. *Environmental Management* 47:789.
- Bayon, R., 2004. Making environmental markets work: lessons from early experience with sulfur, carbon, wetlands and other related markets. *Forest Trends*, Washington, DC.
- Bhagwat, S. A., C. G. Kushalappa, P. H. Williams, and N. Brown., 2005. A Landscape Approach to Biodiversity Conservation of Sacred Groves in the Western Ghats of India. *Conservation Biology* 19:1853-1862.
- C.G.Kushalappa, Y. Raghuramulu, C.Garcia, and P. Vaast. 2011. CAFNET India Final Report. 135 pages. College of Forestry, University of Agricultural Sciences, Bangalore.
- Cheynier, L. 2006. Emergence of a private forestry sector in the Western Ghats. 49 pages. CIRAD, Montpellier.
- Colwell, R. K., and J. A. Coddington. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Phil. Trans. R. Soc. Lond.* 345:101-118.
- Conservation International. 2008. Biodiversity Hotspots - Western Ghats - Overview Online <http://www.biodiversityhotspots.org/xp/hotspots/ghats/Pages/default.aspx>.
- Elouard, C., and C. Guilmoto. 2000. Vegetation Features in relation to Biogeography. Pages 25-155 in P. S. Ramakrishnan, (ed.). *Mountain Biodiversity, Land Use Dynamics and Traditional Ecological Knowledge*. Oxford & IBH Publishing, New Delhi.
- FAO. 2007. World agriculture: towards 2015/2030. 432 pages in J. Bruinsma, (ed.). *Food and Agriculture Organization*, Rome.
- Garcia, C. 2003. Les forêts sacrées de Kodagu. Valeur écologique, rôle social et implications pour la conservation de la biodiversité. 209 pages. Université Lyon 1.
- Garcia, C. A., S. A. Bhagwat, J. Ghazoul, C. D. Nath, M. N. Konerira, K. G. Cheppudira, Y. Raghuramulu, R. Nasi, and P. Vaast. 2010. Biodiversity conservation in agricultural landscapes: challenges and opportunities of coffee agroforests in the Western Ghats, India. *Conservation Biology* 24:479-488.
- Garcia, C., and J. P. Pascal. 2006. Sacred Forests of Kodagu : Ecological Value and Social Role. Pages 199-229 in G. Cederlöf, and K. Sivaramakrishnan, (eds.). *Ecological Nationalisms: Nature, Livelihoods, and Identities in South Asia*. University of Washington Press, Seattle and London.

- Garcia, C., C. G. Kushalappa, and J. Ghazoul. 2011. Geographic indications and landscape labeling in Kodagu district, India. Pages 190-197 in D. Ottaviani, and N. E.-H. Scialabba, (eds.). *Payment for Ecosystem Services and Food Security*. Food and Agriculture Organization, Rome.
- Garcia, C., D. Marie-Vivien, C. Kushalappa, P. G. Chengappa, and K. M. Nanaya. 2007. Geographical Indications and Biodiversity in the Western Ghats, India. Can labeling benefit producers and the environment in a mountain agroforestry landscape? *Mountain Research and Development* 27:206-210.
- Ghazoul, J., C. Garcia, and C. G. Kushalappa. 2009. Landscape labelling: A concept for next-generation payment for ecosystem service schemes. *Forest Ecology and Management* 258:1889-1895.
- Leroy, M., C. Garcia, P.-M. Aubert, J. Vendé, C. Bernard, J. Brams, C. Caron, C. Junker, G. Payet, C. Rigal, and S. Thevenet. 2011. *Thinking the Future: Coffee, Forests and People*. Conservation and development in Kodagu. 95 pages. AgroParisTech, Montpellier.
- Magurran, A. E. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey.
- Marie-Vivien, D., C. A. Garcia, B. Moppert, C. G. Kushalappa, and P. Vaast. 2009. Marques, Indications Géographiques et Certifications environnementales : trois stratégies de valorisation commerciale et leurs liens avec la conservation de la biodiversité dans les Ghâts occidentaux (Inde). *Autrepart* 50.
- Millennium Ecosystem Assessment 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC.
- Moppert, B. 2005. *Entre café et forêt : dynamiques paysagères et gestion de la biodiversité dans le Kodagu (Karnataka, Inde du Sud)*. 238 pages. Géographie. Université Bordeaux 3.
- Nath, C. D., R. Pélissier, and C. Garcia. 2009. Comparative efficiency and accuracy of variable area transects versus square plots for sampling tree diversity and density. *Agroforestry Systems*.
- Nath, C., R. Pélissier, B. Ramesh, and C. Garcia. 2011. Promoting native trees in shade coffee plantations of southern India: comparison of growth rates with the exotic *Grevillea robusta*. *Agroforestry Systems*:1-13.
- Ramakrishnan, P. S., U. M. Chandrashekhara, C. Elouard, C. Z. Guilamoto, R. K. Maikhuri, K. S. Rao, S. Sankar, and K. G. Saxena 2000. *Mountain Biodiversity, Land Use Dynamics, and Traditional Ecological Knowledge*. Oxford & IBH Publishing, New Delhi, Calcutta.

- Rao, V. 2011. Impact of *Grevillea robusta* composition on bird diversity in coffee plantations in Kavery Watershed Area of Coorg district. . 82 pages. French Institute of Pondicherry, Pondicherry.
- Secretariat of the Convention on Biological Diversity. 2010. (2010) Global Biodiversity Outlook 3 – Executive Summary. 12 pages, Montréal.
- Sheil, D., R. K. Puri, I. Basuki, M. v. Heist, S. Rukmiyati, M. A. A. Sardjono, I. Samsedin, K. Sidiyasa, Chrisandini, E. Permana, E. M. Angi, F. Gatzweiler, B. Johnson, and A. Wijaya. 2002. Exploring biological diversity, environment and local people's perspectives in forest landscapes. Methods for a multidisciplinary landscape assessment. CIFOR, Bogor; Indonesia.
- Torres, U. 2010. Les oiseaux cavicoles : indicateurs de l'état des systèmes agroforestiers à base de café dans les Ghats Occidentaux, Inde. . 113 pages. Université Paul Sabatier, Toulouse III., Toulouse.
- Vendé, J. 2010. Management of tree cover in coffee-based agroforestry systems of Kodagu. ComMod approach for integrated renewable resources management. 186 pages. AgroParisTech.
- WDPA. 2010. Coverage of Protected Areas. Biodiversity Indicators Partnership 2010.

Poursuivez la lecture en ouvrant un autre chapitre.



INSTITUT DE L'ÉNERGIE ET DE L'ENVIRONNEMENT DE LA FRANCOPHONIE (IEPF)
56, RUE SAINT-PIERRE, 3^e ÉTAGE, QUÉBEC (QUÉBEC) G1K 4A1 CANADA

L'IEPF est un organe subsidiaire de l'Organisation internationale de la Francophonie.