

document de travail

mai 2011

112

Charbon de bois et sidérurgie en Amazonie
brésilienne : quelles pistes d'améliorations
environnementales ?

L'exemple du pôle de Carajas

Ouvrage collectif sous la direction de :
Marie-Gabrielle Piketty, Cirad,
UR Green Gestion des Ressources Renouvelables et Environnement

Contact : Tiphaine Leménager, département de la Recherche, AFD
(lemenagert@afd.fr)

Département de la Recherche

Agence Française de Développement 5 rue Roland Barthes
Direction de la Stratégie 75012 Paris - France
Département de la Recherche www.afd.fr



Auteurs

Marie-Gabrielle Piketty, Cirad, UR Green Gestion des Ressources Renouvelable et Environnement

Thiago Fonseca Morello, université de São Paulo (USP), NESA

Jean-Pierre Bouillet, Cirad, UMR Eco&Sols

Jean-Paul Laclau, Cirad, UMR Eco&Sols

Maurel Behling, EMBRAPA Agrosilvopastoril

Armando Caldeira Pires, université de Brasilia (UNB)

Patrick Rousset, Cirad, UPR Biomasse énergie

Thiago Oliveira Rodrigues, UNB

Thomas Dufour, ONF International

Laurent Durieux, IRD

Plinio Sist, Cirad, UPR Biens et services des écosystèmes forestiers tropicaux

Paulo Vieira, Institut de développement forestier de l'État du Para (Ideflor)

Avertissement

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

Directeur de la publication : Dov ZERAH

Directeur de la rédaction : Robert PECCOUD

ISSN : 1958-539X

Dépôt légal : 2^{ème} trimestre 2011.

Mise en page : Marcelle LARNICOL

Remerciements

Les auteurs remercient Guillaume Ernst et Tiphaine Leménager (AFD) qui ont suivi cette étude, révisé et commenté attentivement cette publication. Cette étude n'aurait pas pu être réalisée sans la contribution de nombreuses personnes, notamment celles qui ont accepté de répondre aux entretiens réalisés et celles qui ont participé au travail sur le terrain.

Parmi elles, les auteurs tiennent à remercier Elstor Paulo Frey et Francisco Neto (Dow Corning), Wandreia Baitz et Francys Rosy Nava (Cikel Brasil Verde), M. Geraldo (GESA), le secrétariat d'État (du Para) au développement, à la science et à la technologie (Sedect), Fabricio Ferreira (Institut de développement forestier de l'État du Para - Ideflor) et Ana Luiza Pingarilho (Syndicat des industries de fonte de l'État du Para - Sindiferpa).

Sommaire

	Résumé	7
	Introduction	9
1.	Présentation du secteur de production de charbon de bois et des alternatives possibles	11
1.1.	Le charbon de bois de Carajas au cœur des contestations socio-environnementales	11
1.2.	Les alternatives au scénario actuel de production du charbon de bois	21
2.	Analyse écologique de scénarios alternatifs de production de charbon de bois	31
2.1.	Scénario biomasse forestière	31
2.2.	Scénario biomasse cultivée : les espèces natives	35
2.3.	Scénario biomasse cultivée : l'eucalyptus	39
2.4.	L'analyse du cycle de vie de différents scénarios de production de charbon de bois	48
3.	Enjeux économiques, organisationnels et législation environnementale : quels freins au développement de scénarios alternatifs pour la filière charbon de bois en Amazonie ?	51
3.1.	Analyse économique de scénarios alternatifs de production de charbon de bois	51
3.2.	Discussion des freins légaux et organisationnels potentiels	59
	Conclusion	67
	Liste des acronymes, sigles et abréviations	70
	Bibliographie	73

Résumé

Le fonctionnement du secteur sidérurgique du pôle de Carajas, en Amazonie brésilienne, repose sur une importante consommation de charbon de bois. Étant donné les impacts directs et indirects de la production de charbon de bois sur la déforestation et la dégradation des forêts naturelles, cette filière de production fait l'objet de contestations environnementales croissantes. Cette publication analyse les alternatives d'améliorations environnementales de la filière charbon de bois destinée au secteur sidérurgique ainsi que les principaux freins techniques, économiques et institutionnels à leur adoption. Plusieurs alternatives sont envisageables, basées sur l'usage de technologies de carbonisation plus efficaces, le reboisement ou le boisement des terres dégradées et, dans une moindre mesure, l'utilisation de résidus d'exploitation forestière de faible impact. Certaines d'entre elles sont économiquement avantageuses sur le long terme et des financements peuvent être mobilisés pour faciliter leur adoption. Cependant, la régularisation de la situation foncière et environnementale apparaît comme un prérequis incontournable pour leur adoption.

Abstract

The pig iron sector of Carajas, in the Brazilian Amazon, uses charcoal which is strongly criticized because of the charcoal production direct and indirect impacts on deforestation and forests degradation. This publication identifies and analyzes some alternatives to decrease the charcoal production environmental negative externalities and the main technical, economic and institutional factors that may limit their adoption. Several alternatives are possible, based on more efficient carbonization technologies, reforestation or afforestation of degraded lands, and, to a lesser extent, the use of reduced impact logging's residues. Some of the alternatives are cost-efficient in the long term and financing support is available to promote their adoption. Land tenure and environmental regularization is a necessary pre-requisite for their expansion.

Introduction

Disposant d'importants minerais de fer, en particulier dans la région du Minas Gerais et sur le pôle de Carajas en Amazonie, le Brésil est aujourd'hui le 9^{ème} producteur mondial d'acier brut, avec une production de 26,5 millions (M) de tonnes (t) en 2009. L'une des spécificités du secteur sidérurgique brésilien est qu'il utilise encore aujourd'hui de manière importante le charbon de bois comme agent thermo-réducteur. Ainsi, en 2006, environ 35 % de la production de ce secteur utilisait le charbon de bois comme thermo-réducteur (Sindifer – Syndicat des industries de fer du Minas Gerais –, 2010).

Cette spécificité du secteur sidérurgique est depuis plusieurs années le fait de fortes contestations environnementales qui font pression sur ce secteur et mettent en péril sa viabilité. Ces contestations dénoncent notamment les impacts directs ou indirects de la production de charbon de bois sur la déforestation et la dégradation des forêts naturelles d'Amazonie. Elles se sont particulièrement intensifiées ces dernières années. En 2009, le préfet de la microrégion de Paragominas, en Amazonie orientale, s'est ainsi adressé directement au ministère de l'Environnement brésilien pour dénoncer l'impact majeur du secteur sidérurgique sur la déforestation de la région et pour demander un contrôle plus intensif de la part de l'Institut brésilien de l'environnement et des ressources naturelles renouvelables (Ibama) auprès des

entreprises sidérurgiques du pôle de Carajas¹. On peut mentionner également, comme exemple de contestation internationale, la demande faite en 2007 par les États-Unis à l'Organisation mondiale du commerce (OMC) de boycotter les producteurs de fonte de l'État de Carajas². En mars 2010, l'opération de contrôle de la production, de la consommation et du transport du charbon de bois à l'échelle nationale lancée par l'Ibama a conduit à la suspension de l'activité de nombreuses entreprises (260 actes d'infraction constatés, soit 275 M de réais brésiliens - BRL - d'amendes) principalement sur le pôle de Carajas dans l'État du Para³.

Ce contexte est à l'origine du programme de recherche « Energie et reboisement en Amazonie » (ERA), financé par l'Agence Française de Développement, dont les principaux résultats sont présentés dans cette publication⁴.

Les objectifs de ce projet étaient :

- (i) d'identifier et d'analyser, par rapport au scénario actuel, des pistes d'améliorations environnementales de la filière charbon de bois destinée au secteur sidérurgique ;
- (ii) d'analyser les principaux freins techniques, économiques et institutionnels à l'adoption de ces alternatives.

¹ Amazônia, 2009.

² Ribeiro Jr, 2007.

³ Amazônia, 2010.

⁴ Ce projet a été coordonné par le Centre de coopération internationale en recherche agronomique pour le développement (Cirad) et réalisé principalement en partenariat avec le Noyau en économie socio-environnementale de l'université de São Paulo (USP/NESA), le département d'Ingénierie mécanique de l'université de Brasília (UNB), l'Institut de développement forestier de l'État du Para (Ideflor), l'Institut de recherche pour le développement (IRD) et l'Office national des forêts International (ONF International).

L'étude s'est pour cela concentrée sur la région de Carajas en Amazonie brésilienne (carte 1), région de forte production sidérurgique qui se trouve au cœur des contestations environnementales mentionnées. Elle s'est appuyée sur des recherches bibliographiques et des travaux de terrain réalisés entre janvier 2009 et juin 2010.

Après une présentation du contexte de la recherche, des scénarios alternatifs identifiés et de la démarche de l'étude (1), nous abordons ensuite les enjeux écologiques des différentes alternatives (2). Enfin, nous analysons les enjeux économiques, légaux et organisationnels sous-jacents à l'amélioration des performances environnementales de la filière charbon de bois mobilisée par le secteur sidérurgique du pôle de Carajas (3).

1. Présentation du secteur de production de charbon de bois et des alternatives possibles

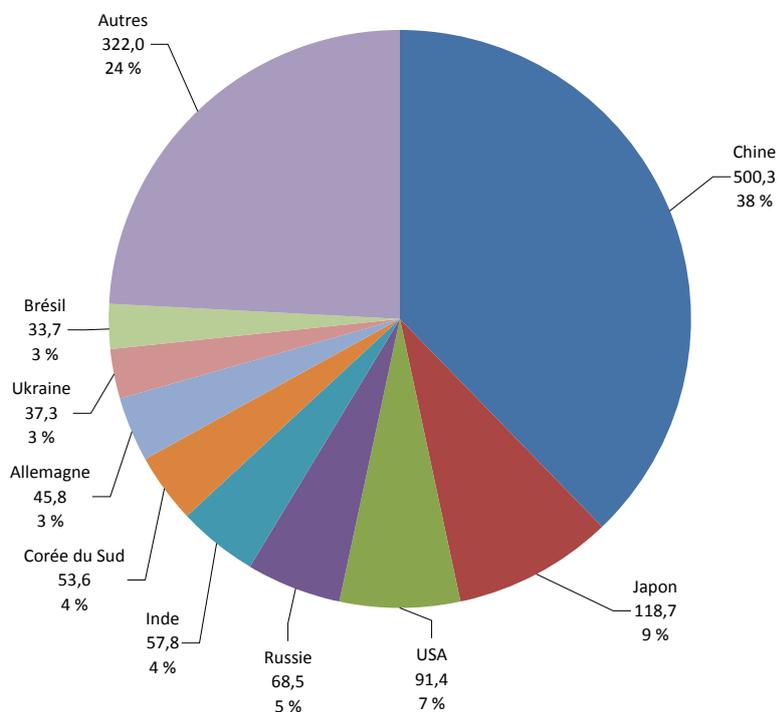
1.1. Le charbon de bois de Carajas au cœur des contestations socio-environnementales

1.1.1. Le secteur sidérurgique du pôle de Carajas

En 2009, au niveau mondial, six pays seulement sont à l'origine de 70 % de la production mondiale d'acier brut : la Chine, la Corée du Sud, les États-Unis, l'Inde, le Japon et

la Russie (graphique 1). Les pays du BRIC (Brésil, Russie, Inde et Chine) constituent le principal moteur de la croissance du secteur au niveau mondial depuis le début des années 2000. La production brésilienne représente 70 % de la production d'acier brut de l'Amérique du Sud.

Graphique 1 - Répartition de la production mondiale d'acier en 2008 (Mt)

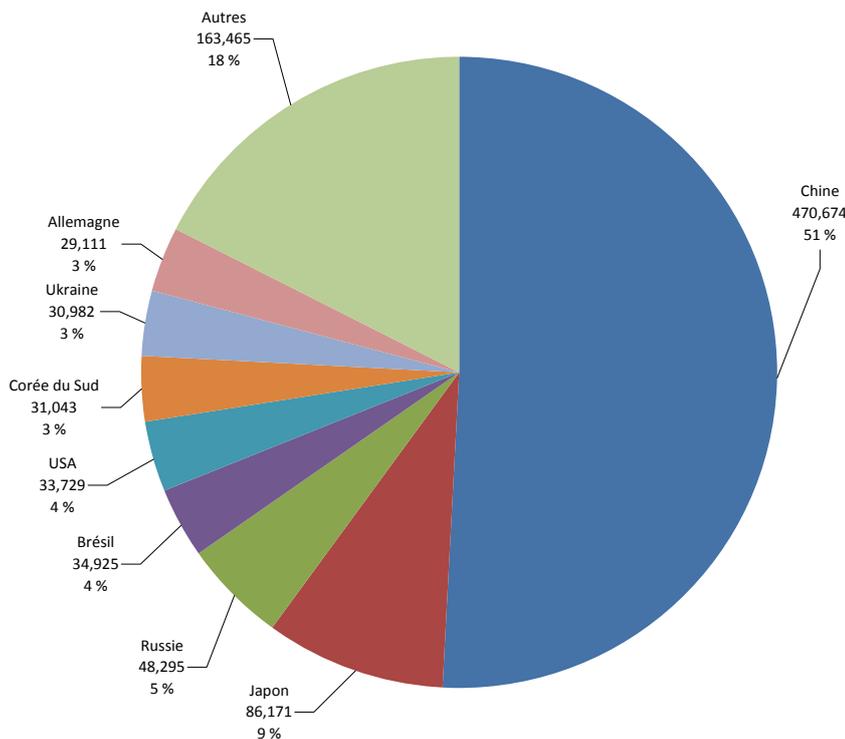


Source : WSA (World Steel Association), 2010.

Le Brésil produit principalement de l'acier dans des usines intégrant à la fois la production de fonte⁵ et d'acier localisées dans le sud du pays. Il produit également de la fonte dans des usines indépendantes, non intégrées à des

usines productrices d'acier. En 2008, la Chine est le premier producteur mondial de fonte, suivie par le Japon, la Russie et le Brésil (graphique 2).

Graphique 2 - Répartition mondiale de la production de fonte en 2008 (Mt)



Source : WSA, 2010.

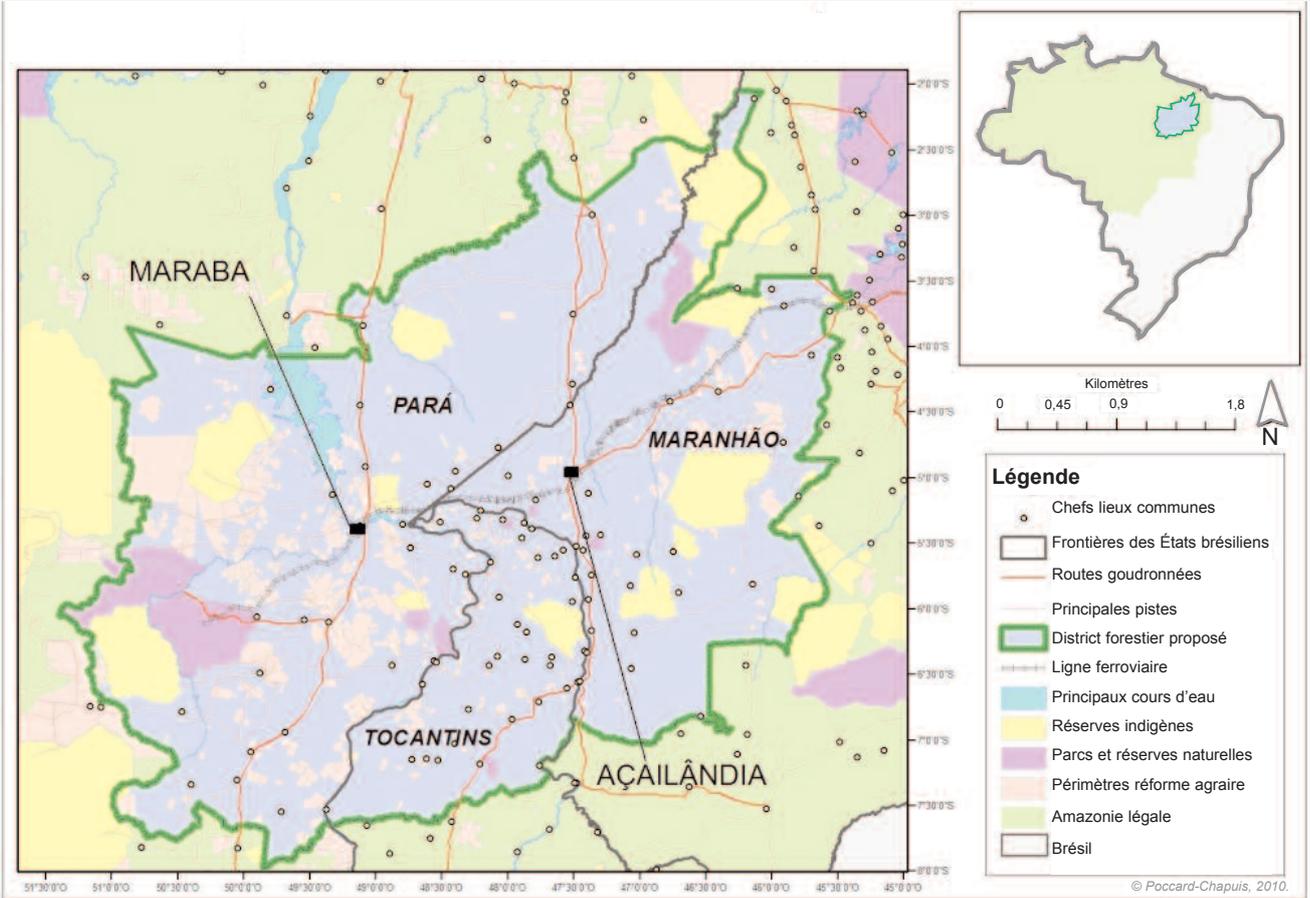
Au Brésil, l'Amazonie est aujourd'hui une importante région de production de fonte, du fait des énormes gisements de minerai de fer découverts à la fin des années 1960 dans la Serra de Carajas, au sud de l'État du Pará (carte 1). Au début des années 1980, le gouvernement brésilien initie le programme Grand Carajas, qui projette l'installation d'un parc industriel sidérurgique dans cette région (Monteiro, 2006). Ce programme, qui prévoyait la création d'aciéries, dont l'impact sur le développement régional était très attendu (Monteiro, 1998 et 2006), s'est essentiellement traduit par la construction d'infrastructures destinées à faciliter les exportations. Aujourd'hui, le scénario initial ne

s'est toujours pas concrétisé. Seule l'initiative très récente de la Sinobras (*Siderúrgica Norte Brasil*) qui, en mai 2008, a mis en place une usine de production d'acier dans l'État du Pará (Sindiferpa – Syndicat des industries de fonte de l'État du Pará –, 2008), va dans ce sens.

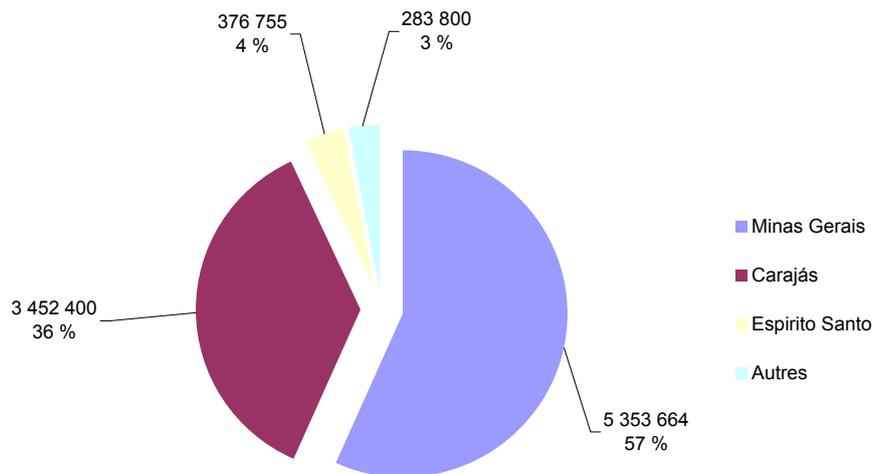
Le pôle de Carajas est donc spécialisé dans la production de fonte. Celle-ci a régulièrement augmenté, notamment depuis les années 1990, et le pôle est maintenant à l'origine d'un peu plus d'un tiers de la production nationale indépendante de fonte (graphique 3).

⁵ La fonte est un précurseur dans la fabrication de l'acier. C'est l'alliage qui sort du haut fourneau et qui sera affiné en acier par chauffage.

Carte 1 - Le district forestier de Carajás



Graphique 3 - Répartition régionale de la production indépendante de fonte au Brésil en 2006 (t)



Source : WSA, 2010.

Aujourd'hui, le secteur sidérurgique de Carajas comprend 17 entreprises. La majeure partie des entreprises de l'État du Para s'y sont installées après 1990, celles de l'État du Maranhão dès la fin des années 1980 (tableau 1). Ces 17 entreprises ont produit 3 285 625 t de fonte en 2008, 90 % de cette production étant exportés (Asibras [Association des sidérurgistes du Brésil], 2009). En 2006, 59 % des exportations de fonte du pays venaient du pôle de Carajas (Sindifer, 2010). Les entreprises du pôle se

concentrent autour de deux villes : Marabá, dans l'État du Para, et Açailândia, dans l'État du Maranhão (carte 1). En 2005, l'IOS (Institut de l'observatoire social) estimait que les usines du pôle étaient à l'origine de 4 750 emplois directs. En 2009, les données recueillies par l'Asibras font état d'environ 5 540 emplois directs et 4 077 emplois en sous-traitance liés aux entreprises du pôle (Asibras, 2009).

Tableau 1. Données générales sur le secteur sidérurgique de Carajas en 2008

Entreprise	Localisation	État	Année d'entrée en fonctionnement	Production moyenne annuelle 2006-2008 (t)
Fergumar	Açailândia	MA	1996	171 375
Gusa Nordeste	Açailândia	MA	1993	282 359
Cosima	Açailândia	MA	1991	223 485
Simasa	Açailândia	MA	1993	53 775
Pindaré	Açailândia	MA	1993	292 403
Viena	Açailândia	MA	1988	492 771
Margusa	Bacabeira	MA	2003	164 797
Cosipar	Marabá	PA	1988	331 320
Sidepar	Marabá	PA	2005	325 195
Ibérica	Marabá	PA	2002	312 598
Sinobras (ex Simara)	Marabá	PA	1995*	124 428
Terra Norte	Marabá	PA	2003	106 947
Usimar	Marabá	PA	2002	180 000**
Ferro Gusa Carajás	Marabá	PA	2005	242 259
Sidenorte	Marabá	PA	2006	142 571
Da Terra	Marabá	PA	2007	118 344
Maragusa	Marabá	PA	2007	128 243
Total				3 692 870

MA : Etat du Maranhão / PA : Etat du Para.

* La Simara a repris ses activités en 2000 après une interruption de 5 ans. En novembre 2007, elle est passée sous le contrôle de la Sinobras.

** Estimation réalisée en 2006 par l'IOS (pas d'informations disponibles après 2006).

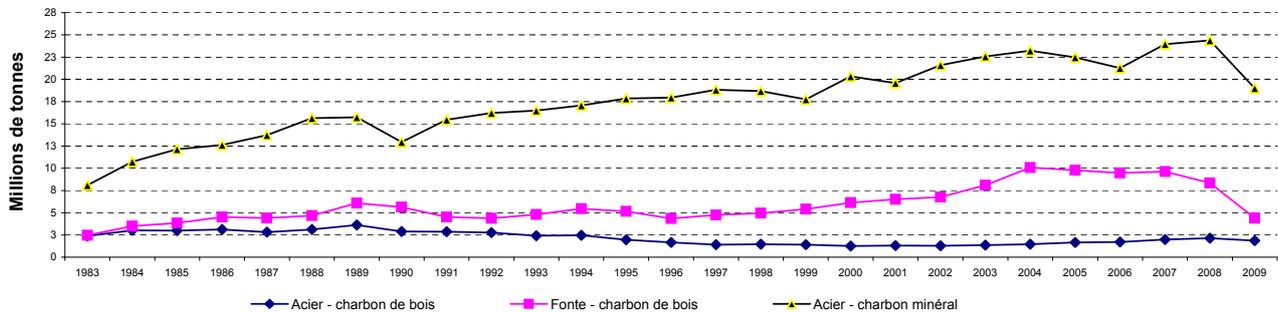
Source : Asica - Association des sidérurgistes de Carajas - (IOS, 2006).

1.1.2. De la sidérurgie à la production de charbon de bois au pôle de Carajas

Dès le XVIII^e siècle, la diminution rapide de la surface des forêts est l'un des principaux freins à la croissance du secteur sidérurgique, d'abord en Angleterre (Cipolla, 1980), puis dans d'autres pays d'Europe. La découverte, à la même époque, d'une technologie permettant l'usage du charbon minéral pour la production sidérurgique conduit au développement de hauts fourneaux à charbon minéral qui, rapidement, remplacent ceux à charbon de bois dans le

monde entier tout au long de la révolution industrielle. Au Brésil, le développement de hauts fourneaux à charbon minéral débute au milieu des années 1940. L'usage de charbon minéral augmente surtout dans les entreprises intégrées productrices d'acier (graphique 4). Cependant, une part significative de la fonte produite au Brésil dépend encore aujourd'hui du charbon de bois (Rosillo-Calle *et al.*, 1996). Le Brésil est ainsi le seul pays au monde où le secteur sidérurgique utilise encore du charbon de bois à grande échelle.

Graphique 4 - Production d'acier et de fonte au charbon de bois et au charbon minéral au Brésil (1983-2009)



Source : Sindifer, 2010.

Le secteur sidérurgique et, plus particulièrement, les producteurs de fonte consomment aujourd'hui la majeure partie (86 %) de la production nationale de charbon de bois (Uhlig *et al.*, 2008). Le pôle de Carajas représente environ 28 % de la consommation nationale de charbon de bois.

Si l'on considère les 3 285 625 t de fonte produits en 2008 par le pôle de Carajas et la consommation moyenne de 0,7 t de charbon de bois par tonne de fonte⁶ produite, on peut estimer la consommation annuelle en charbon de bois du pôle à environ 2,3 M t.

- Organisation de la filière

Les unités de production de charbon de bois (UPC) du pôle de Carajas diffèrent de par le type de relation qu'elles établissent avec les entreprises sidérurgiques qu'elles alimentent. On peut ainsi distinguer :

- les UPC intégrées : elles sont directement contrôlées par les entreprises sidérurgiques ;
- les UPC en sous-traitance : elles sont indépendantes et ont un contrat avec les entreprises sidérurgiques pour leur fournir un volume donné de charbon de bois sur une période définie entre les deux parties (Carneiro, 2008) ;
- les UPC indépendantes : elles sont indépendantes et leur relation avec les entreprises sidérurgiques se résume à la vente de charbon de bois par

l'intermédiaire d'un commerçant, localement appelé « fournisseur ».

Les données disponibles auprès de l'Institut du charbon citoyen (ICC)⁷ permettent d'affirmer qu'à fin 2008, environ 50 % du charbon de bois consommé par le secteur sidérurgique de Carajas était issu de contrats passés avec des UPC en sous-traitance. Les analyses du Sindiferpa confirment cette tendance : selon lui, le charbon alimentant les entreprises sidérurgiques du pôle de Carajas provient principalement d'UPC non intégrées – en sous-traitance et indépendantes – (Asibras, 2009).

Le recensement effectué en 2005 par l'IOS (tableau 2) montre que le nombre de fournisseurs de charbon de bois par entreprise sidérurgique est extrêmement variable sur le pôle de Carajas. Une seule entreprise intègre complètement la production de charbon végétal (Ferro Gusa Carajás, de la compagnie Vale do Rio Doce). Les résultats des entrevues réalisées par l'IOS mettent également en évidence le fait que la plupart des fournisseurs vendent leur charbon de bois à diverses entreprises sidérurgiques et qu'il n'existe que peu de fidélisation entre fournisseurs et consommateurs.

⁶ Consommation spécifique moyenne des sidérurgistes de l'Etat du Minas Gerais (Minitec, 2008).

⁷ Organisation non gouvernementale créée par des entreprises sidérurgiques de Carajas dont l'objectif est de vérifier et certifier le respect du code de travail par des audits des entreprises de carbonisation ayant un lien avec le secteur (<http://www.carvaocidadao.org.br>).

Tableau 2. Nombre de fournisseurs de charbon de bois par entreprise sidérurgique du pôle de Carajas en 2005

Entreprise	Nombre moyen de fournisseurs
Fergumar	75
Gusa Nordeste	35
Cosima	200
Simasa/Pindaré	262
Viena	130
Margusa	28
Cosipar	38
Sidepar	20
Ibérica	73
Simara (futur Sinobras)	40
Terra Norte	30
Usimar	40
Ferro Gusa Carajás	0

Source : entreprises associées à l'Asica (IOS, 2006).

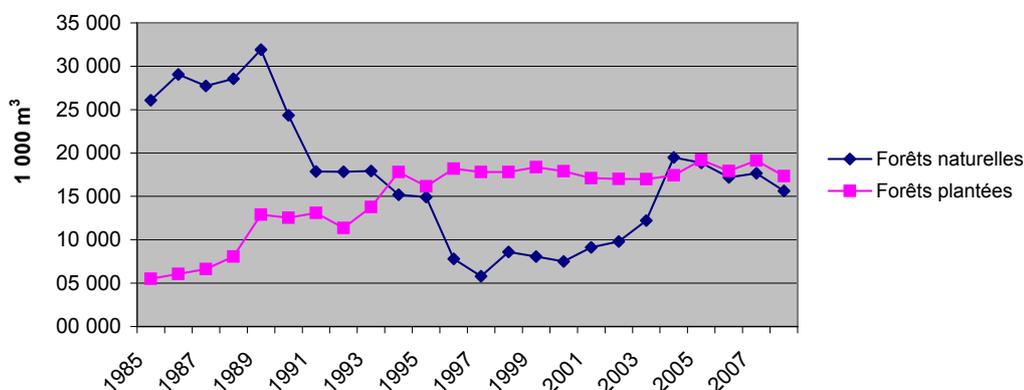
- Origine de la biomasse utilisée pour produire du charbon de bois au Brésil et sur le pôle de Carajas

Il est difficile d'avoir des données précises et fiables sur l'origine de la biomasse utilisée pour produire du charbon de bois. Elle a deux origines principales : les forêts naturelles⁸ et les plantations forestières, essentiellement d'eucalyptus.

Au début de l'industrie sidérurgique, le bois venait essentiellement de forêts naturelles, dont l'exploitation aurait participé à la déforestation d'une grande partie de la côte atlantique du Brésil. En vertu d'accords tacites

entre les propriétaires fonciers et les producteurs de charbon, le bois était gratuit pour ces derniers sous réserve qu'ils défrichent correctement (Brito *et al.*, 2006). À partir des années 1960, le gouvernement brésilien met en place plusieurs types d'incitations pour stimuler la production de charbon de bois à partir de forêts plantées. Selon les données fournies par l'AMS – Association de sylviculture de l'État du Minas Gerais – (graphique 5), au niveau national, environ la moitié de la production de charbon de bois viendrait de forêts naturelles, l'autre moitié provenant de plantations forestières.

Graphique 5 - Origine de la production de charbon de bois au Brésil (1985-2008)



Source : AMS, 2010.

⁸ Les forêts naturelles sont entendues ici comme des forêts non plantées.

Dans l'État de Carajas, les plantations étant beaucoup plus récentes, la part de biomasse issue des forêts naturelles est plus importante.

Le district forestier durable de Carajas⁹, qui pourrait couvrir 25 M d'hectares (ha), comprend une partie des États du Para, du Maranhão et du Tocantins (carte 1). Selon Azevedo (2007), tandis que les aires protégées ne recouvrent que 11 % de sa surface totale, 40 % de cette surface est déforestée. Dans le cadre du projet ERA, Durieux *et al.* (2010) ont cartographié la superficie des forêts sur un rayon de 300 km autour de Marabá ; ils ont montré que 11,7 M ha sont couverts de forêts¹⁰, ce qui représente 34 % de la zone cartographiée. Entre 1992 et 2008, la surface totale déforestée y a été multipliée par trois, passant de 5,59 à 16,9 M ha. Onze pôles de production de bois¹¹ y sont localisés, à l'origine d'environ 3,3 M m³ de grumes consommés annuellement (Azevedo, 2007).

Dans son rapport « Forêts énergétiques au Brésil : demande et disponibilité », l'AMS estime que 73 % du charbon de bois produit sur le pôle de Carajas provient d'une biomasse issue de forêts naturelles, les 27 % restants provenant de plantations d'eucalyptus (Calais, 2009). Une évaluation menée en 2009 à partir des données fournies par le Sindiferpa conduit à un résultat semblable (tableau 3) : 27 % du charbon de bois seraient produits à partir de plantations de l'entreprise.

Les hypothèses suivantes sous-tendent les données présentées dans le tableau 3 :

- consommation spécifique de charbon de bois des entreprises : 0,7 t de charbon/tonne de fonte ; rendement gravimétrique de carbonisation : 0,3 t de charbon/tonne de bois ;
- les plantations ont une rotation de 6 ans. La surface qui peut être récoltée chaque année est égale à 1/6^e de la surface totale plantée jusqu'en 2006 (plantations séquentielles). La productivité des plantations est supposée égale à 250 m³/ha et la densité de l'eucalyptus est équivalente à 0,5 t de bois/m³ de bois.

Mais ces chiffres semblent surestimés. Le taux de productivité forestière (quantité de biomasse par hectare produite en 6 ans) et celui du rendement gravimétrique des fours (tonne de charbon produite par tonne de biomasse consommée) utilisés pour les calculs de cette évaluation semblent en effet considérablement supérieurs aux résultats empiriques récoltés dans la région. La productivité des plantations forestières est estimée à 250 m³/ha et le rendement gravimétrique des fours de 0,3 t de charbon par tonne de bois consommée. Or, les travaux menés dans le cadre du projet ERA montrent une productivité forestière des plantations de la région égale à 175 m³/ha pour une période de 6 ans (200 m³/ha pour 7 ans) (Laclau *et al.*, 2010c). En outre, actuellement le rendement gravimétrique de référence sur le pôle de Carajas est de 0,2 t de charbon/tonne de bois consommée. Avec ces nouvelles valeurs, c'est au final un peu moins de 20 % du charbon de bois consommé dans la région qui viendraient de plantations.

Confirmant ces chiffres, l'Asica¹² estime qu'en 2008, 74 % du charbon de bois consommé par le secteur sidérurgique viendraient de la biomasse forestière dite « naturelle » (identifiée à partir de résidus de scieries dont le bois vient de forêts naturelles et de bois issu de déforestation de parcelles à vocation agricole), 22 % de la biomasse plantée et 4 % de noix de palmier babaçu¹³ - *Orbignya phalerata* - (Asica, 2007).

⁹ Territoire administratif en cours de délimitation (voir carte 1) où des politiques publiques spécifiques doivent être mises en place afin de promouvoir des activités compatibles avec une exploitation durable des ressources naturelles. Dans le cas de Carajas, les activités ciblées sont la reforestation et la récupération des terres dégradées, la reconstitution des réserves forestières légales, la viabilisation des projets de colonisation agraire, l'augmentation des aires protégées et la promotion de l'agroforesterie et de l'intégration forêt/élevage/agriculture.

¹⁰ Ce qui inclut tout type de forêt couvrant plus de 1 ha, disposant d'un minimum de 30 % de couvert arboré et d'une hauteur d'arbre d'au moins 5 m.

¹¹ Les pôles de production de bois sont définis par l'Imazon comme les localités où la consommation de grumes est supérieure ou égale à 100 000 m³/an.

¹² L'Asica est l'Association des sidérurgistes de Carajas, qui a été remplacée par l'Asibras en 2008.

¹³ L'estimation suppose une consommation spécifique de 2,08 m³ de charbon/tonne de fonte ou 0,54 t de charbon/tonne de fonte, valeur peu élevée. Même les entreprises intégrées du Minas Gerais qui ont recours à des technologies améliorées n'atteignent pas cette valeur. Selon Manetta *et al.* (2008), la consommation spécifique des hauts fourneaux de fonte à charbon de bois de Vallorec et Mannesmann était, avant la mise en place de procédés visant à la diminuer, de 0,625 t de charbon/tonne de fonte.

Tableau 3. Besoins et auto-provisionnement en biomasse cultivée par les entreprises sidérurgiques du pôle de Carajás (2008)

Entreprises	Etat	Surface totale en plantations en décembre 2008 (ha)	Surface plantée après 2006 (% de la surface totale plantée en 2008)	Surface totale plantée jusqu'en 2006 (ha)	Besoins implicites en bois (t/an)	Auto-provisionnement maximum en bois (t/an)	Consommation de biomasse non couverte par les plantations de l'entreprise (%)
Cosima/Simasa/Pindaré	MA	31 616	22	24 536	1 329 214	511 170	62
Fergumar	MA	21 181	69	6 530	399 874	136 042	66
Gusa Nordeste	MA	19 258	53	8 966	658 837	186 807	72
Maragusa	MA	3 322	76	800	384 527	16 667	96
Viena	MA	26 524	25	19 914	1 149 800	414 875	64
Cosipar	PA	11 222	39	6 898	773 080	143 708	81
Ferro Gusa Carajás	PA	34 372	0	34 260	565 271	713 750	<0
Ibérica	PA	9 636	38	5 952	729 396	124 000	83
Sidepar	PA	7 169	71	2 100	758 789	43 750	94
Sinobrás	PA	10 722	49	700*	290 333	14 583	95
Terra Norte	PA	1 718	35	1 113	249 543	23 188	91
Sidenorte	PA	500	100	NA	332 665	NA	100
Da Terra	PA	1 500	100	NA	276 136	NA	100
Maragusa	PA	2 500	100	NA	299 234	NA	100
Total général		181 240		111 769	8 196 698	2 179 061	73

MA : Maranhão / PA : Para

* On suppose que les surfaces plantées avant décembre 2006 peuvent être récoltées en décembre 2008, sauf pour la Sinobrás dont le gérant nous a informés que seulement 700 ha étaient plantées avant 2006. Les entreprises Cosima, Simasa et Pindaré se sont associées pour mettre en commun leurs plantations.

Source : élaboration des auteurs à partir de données de l'Asibras pour (i) la production de fonte entre 2006 et 2008 et (ii) les surfaces plantées en décembre 2006 et décembre 2008 (Asibras, 2006, 2007 et 2008).

Outre l'origine de la biomasse utilisée pour produire du charbon de bois, un aspect également important de cette filière tient aux techniques de carbonisation utilisées.

- Les techniques de carbonisation utilisées

Au Brésil, 80 % de la production de charbon de bois seraient issus de méthodes de carbonisation traditionnelles, notamment de fours en demi-orange ou *rabo-quente* (CGEE - Centre de gestion et d'études stratégiques -, 2010). Concernant le pôle de Carajas, le secrétariat à l'Environnement de l'État du Para (SEMA-PA) exige que toutes les infrastructures de carbonisation d'au minimum 30 fours soient légalement déclarées (Sedect, 2010). Sur l'ensemble des entreprises déclarées (167 sites de carbonisation représentant 64 % de la consommation mensuelle moyenne en charbon de bois de la région), la capacité de production est assurée à 79 % par des fours en demi-orange. Selon le diagnostic panoramique réalisé durant la première phase du projet, il semble plutôt qu'au moins 95 % de la production de charbon de bois de la région sont réalisés à partir de fours en demi-orange. Dans l'État du Para, seules trois entreprises (Ibérica, Fergumar, Ferro Gusa Carajás) utilisant des technologies de carbonisation alternatives ont pu être identifiées.

1.1.3. La filière charbon de bois au cœur des contestations environnementales : quels enjeux pour le secteur sidérurgique ?

L'utilisation de charbon de bois comme matériau de production de la fonte présente certains atouts environnementaux par rapport à celle du charbon minéral. Le charbon minéral est une ressource non renouvelable, ce qui n'est pas nécessairement le cas du charbon de bois. En outre, son utilisation libère des quantités importantes de soufre, alors que ces émissions sont limitées avec le charbon de bois (Rosillo-Calle et Bezzon, 2005 ; Sampaio *et al.*, 2007). Enfin, si l'utilisation des deux types de

charbon libère du CO₂, lorsque la biomasse à l'origine du charbon de bois provient de reforestation ou d'afforestation, il y a dans un premier temps stockage de carbone, si les aires reforestées ne proviennent pas elles-mêmes de déforestations récentes et ne sont pas destinées à être régénérées en forêts naturelles.

Cependant, malgré ces avantages, la filière de production de charbon de bois et, par conséquent, le secteur sidérurgique dépendant de cette filière, sont fortement critiqués. Trois caractéristiques de cette filière sont particulièrement visées : l'origine du bois utilisé pour produire du charbon, l'impact potentiel de cette production sur le processus de déforestation de l'Amazonie et les techniques de carbonisation.

La majorité du bois utilisé pour la production de charbon de bois provient de résidus de transformation du bois. Ces résidus sont principalement récupérés dans des scieries après transformation des grumes ; ils peuvent également être collectés – dans une moindre mesure – dans des exploitations forestières (dans ce cas, les résidus sont récupérés directement au sein des surfaces exploitées). Une partie du bois provient également de la déforestation de parcelles à vocation agricole. Normalement, le bois issu de zones d'aménagement durable doit être légalement enregistré auprès des autorités compétentes en matière de protection de l'environnement. Or, Monteiro *et al.* (2009) estiment qu'entre 2007 et 2008, dans l'État du Para, sur les 418 000 ha de forêt exploitées, 89 % l'ont été sans autorisation. Une grande partie des forêts exploitées sans autorisation se trouve dans la zone de Carajas.

À partir d'hypothèses non vérifiées, Monteiro (2006) estime qu'en 2004, le charbon de bois alimentant le pôle sidérurgique de Carajas aurait été produit à partir de bois issu d'environ 350 000 ha de forêts naturelles dont 25 % auraient été déforestées. Homma *et al.* (2006), supposant que la totalité du bois utilisé proviendrait de déforestation, estiment qu'en 2005, la production de charbon de bois nécessaire au pôle aurait participé à la déforestation de 100 000 ha de forêts naturelles.

Par ailleurs, selon Rodrigues (2010), dans l'État du Para¹⁴, seuls 3,36 % des 4,54 M m³ de résidus issus des exploitations forestières autorisées par le SEMA-PA sont commercialisés et déclarés. Pour l'essentiel, ces résidus sont soit commercialisés sans autorisation légale, soit ne sont pas commercialisés du tout. Dans cet État, la fourniture légale de résidus d'exploitation est donc peu significative. Ainsi, seuls 27 % des résidus des scieries commercialisés seraient déclarés au SEMA-PA (Rodrigues, 2010). Par conséquent, les possibilités d'approvisionnement en résidus légalement commercialisés sont limitées.

Il apparaît difficile d'établir un diagnostic précis de l'origine du bois utilisé pour produire du charbon. Cependant, plusieurs éléments ressortent nettement de cette analyse : la part réduite de bois provenant de plantations (moins de 20 %), la part majeure de bois issu de forêts exploitées illégalement et la part mineure de résidus commercialisés avec autorisation. Le bois issu de forêts naturelles représenterait donc aujourd'hui une source de biomasse importante pour les besoins en charbon de bois du pôle de Carajas. Il n'est actuellement pas possible de prouver que cette source n'a pas d'impacts environnementaux négatifs significatifs. Dans la suite du texte, nous identifions cette source de biomasse comme : « biomasse d'impact non connu ».

En outre, la technologie de carbonisation traditionnelle (four en demi-orange ou *rabo-quente*), aujourd'hui majoritairement utilisée sur le pôle, sous-utilise la biomasse consommée et fait également l'objet de contestations environnementales. À partir de la décomposition thermique de la biomasse, le processus de carbonisation aboutit à la formation d'un produit solide, le charbon de bois, et à l'émission de gaz et effluents : vapeur d'eau, composés organiques volatiles, CO₂, CO, H₂ et CH₄. Avec ce processus, la production d'une tonne de charbon de bois serait à l'origine d'émissions de méthane équivalentes à 1,58 t d'équivalent-CO₂ (eq-CO₂) par tonne de charbon produit (Dufour, 2010). L'emploi de technologies de carbonisation ayant des rendements gravimétriques plus élevés permet de réduire cette contribution (voir 3.1.3).

Le secteur sidérurgique du pôle de Carajas fait ainsi l'objet de contestations fortes, notamment environnementales, du

fait de sa grande consommation de charbon de bois. En 2007, la Vale, entreprise du pôle qui fournit le minerai de fer aux entreprises sidérurgiques, a pour sa part annoncé qu'elle suspendrait ses ventes aux entreprises de la région ayant un passif environnemental constaté par l'Ibama (Campos, 2007).

Si on s'appuie sur le principe de responsabilité socio-environnementale des entreprises – RSE – (Cardoso, 2008), on peut affirmer qu'aujourd'hui, le secteur sidérurgique de Carajas se trouve dans l'obligation d'intégrer dans la gestion de ses activités une stratégie de réponse anticipée aux critiques qui peuvent lui être faites sur ses impacts environnementaux, c'est-à-dire une stratégie de « gestion de la contestation » (Hommel et Goddard, 2001).

Afin de s'engager dans une production durable d'acier, le secteur sidérurgique doit trouver des sources de charbon de bois à faible impact environnemental. De plus, pour éviter les contestations, il doit parvenir à prouver que de telles sources alternatives existent, et ceci non seulement aux organismes publics compétents, mais aussi à l'ensemble des acteurs concernés (consommateurs, fournisseurs, groupes nationaux et internationaux du secteur¹⁵).

Le secteur sidérurgique se trouve ainsi confronté à deux impératifs majeurs :

- d'une part, il lui faut prouver que la biomasse utilisée pour produire le charbon de bois qu'il consomme ne participe pas à la déforestation de l'Amazonie. Il faut souligner qu'actuellement, le charbon de bois est produit à partir de bois en grande partie coupé illégalement en forêt naturelle ou issu de déforestation pour une mise en valeur agricole. Par conséquent, l'utilisation d'autres sources de biomasse ne pourrait stopper à elle seule le processus de déforestation et de dégradation des forêts. En revanche, il est clair que l'utilisation d'autres sources de biomasse ferait disparaître une des pressions existantes sur les forêts naturelles ;

¹⁴ Principal État producteur de bois du pôle de Carajas.

¹⁵ Parmi eux : Repórter Brasil, l'ICC, l'IOS, l'Institut Ethos, la Commission pastorale de la terre (CPT), les ONG Imazon, Amigos da Terra, etc.

- d'autre part, il doit optimiser la consommation de biomasse lors du processus de carbonisation.

Un autre enjeu, que nous n'abordons pas dans le détail, repose sur l'optimisation de l'utilisation du charbon de bois pour la production de la fonte.

Les entreprises du pôle sont bien au fait de cette nouvelle réalité, comme le prouvent quelques initiatives visant à

substituer la biomasse provenant de forêts naturelles par de la biomasse venant de plantations ou de résidus de plans de gestion forestière durable légalisés ou l'adoption de technologies de carbonisation plus efficaces. Cependant, ces efforts sont loin d'être dominants et le charbon de bois consommé par le secteur est, encore aujourd'hui, produit principalement à travers le binôme « biomasse d'impact environnemental non connu » et fours traditionnels en demi-orange.

1.2. Les alternatives au scénario actuel de production du charbon de bois

Le binôme « biomasse d'impact environnemental non connu » / fours traditionnels en demi-orange constitue le scénario de référence de l'étude. C'est par rapport à ce scénario que des alternatives de production de biomasse et de carbonisation visant à réduire les impacts environnementaux et les risques de contestation ont été analysées. Nous avons vu qu'il n'était pas possible de quantifier en détail les impacts environnementaux du scénario de référence ; il n'est pas non plus possible de quantifier en détail les bénéfices environnementaux de ces scénarios alternatifs.

1.2.1. Différentes sources de biomasse pour la production de charbon de bois

Il faut distinguer la biomasse « forestière » de la biomasse dite « cultivée ».

- La biomasse forestière

On appelle biomasse forestière, la biomasse provenant de forêts naturelles, c'est-à-dire soit de forêts primaires exploitées, soit de forêts secondaires issues de régénération naturelle après déforestation.

- *La biomasse issue des forêts secondaires sur les zones de jachère légale*

La conversion de la forêt amazonienne en pâturages ou en terres agricoles est souvent suivie par l'abandon de terrains devenus rapidement improductifs en raison de la faible fertilité des sols. Ces terrains sont alors pro-

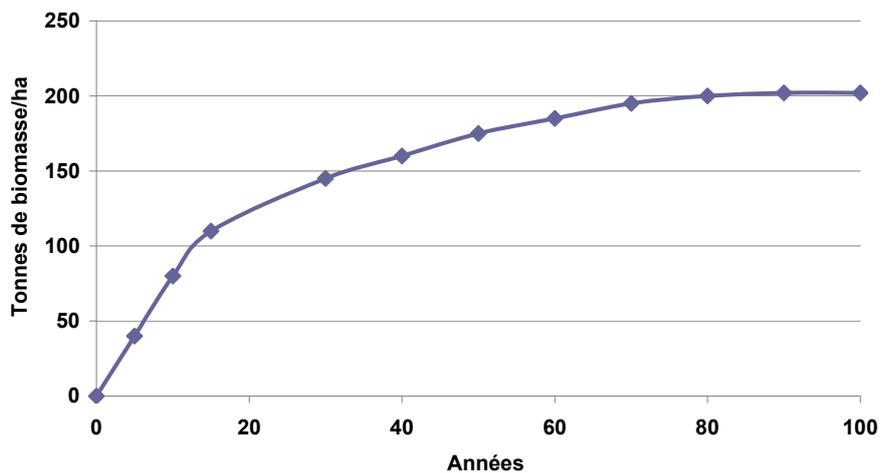
gressivement colonisés par des formations forestières dites secondaires. Dans les années 2000, Schnaider *et al.* (2000) ont estimé que le pourcentage de terres déboisées abandonnées en Amazonie allait de 8,4 % des zones sèches (précipitations < 1 800 mm), couvrant ainsi environ 2,67 M ha, à 28,5 % des régions plus humides (> 2 200 mm/an), soit 1,87 M ha. Actuellement, on estime que les terres déboisées en Amazonie couvrent 68 M ha. Selon le ministère de l'Agriculture, sur ce total, les pâturages dégradés ou abandonnés en Amazonie occuperaient environ 16 M ha, et les forêts secondaires à tous les stades de la sylvigénèse entre 17 et 18 M ha (données non publiées). Cette situation s'observe notamment dans le Nord-Est du Para, où les sols, majoritairement argilo-sableux, deviennent rapidement improductifs une fois défrichés. Dans les zones de déforestation intensives de l'Est du Para, les forêts secondaires constituent les principaux écosystèmes forestiers des territoires. Ainsi, dans la microrégion de Paragominas, entre 1970 et 1990, plus de 600 000 ha de forêt ont été convertis en terres agricoles et en pâturages. En 1988, 43 % de ces terres déboisées étaient déjà abandonnées et recouvertes de végétation secondaire à des stades de sylvigénèse différents (Watrin et Rocha, 1991). Dans le système traditionnel de brûlis, les forêts secondaires sont des terres de jachère qui permettent de récupérer partiellement la biomasse retirée lors du déboisement et de reconstituer la fertilité des sols en les protégeant de l'érosion et en produisant de la litière. Chaque propriétaire étant autorisé à défricher 20 % de sa propriété, on peut supposer que la biomasse

issue du défrichement de ces forêts secondaires pourrait être valorisée pour la production de charbon de bois.

Il faut cependant souligner qu'un grand nombre de propriétaires fonciers défriche au-delà des 20 % autorisés. Les forêts secondaires ont une finalité importante pour les populations locales : elles ne sont pas perçues comme des écosystèmes productifs mais comme des zones de jachère permettant de reconstituer la fertilité du sol. La gestion des forêts secondaires, notamment pour la production de bois d'œuvre, est devenue un enjeu majeur. Cependant, malgré leur importance croissante, il n'est pas

envisageable d'en extraire toute la biomasse. Il faut souligner que la reconstitution de la forêt primaire du point zéro jusqu'à la forêt primaire stable est très longue. En effet, la forêt secondaire accumule de la biomasse à un rythme soutenu décroissant avec le temps : pendant les 15 premières années, une forêt secondaire accumule jusqu'à 100 t de biomasse épigée (aérienne). Au-delà de cette période, la productivité stagne pour atteindre 200 t/ha au bout de 80 à 100 ans (Brown et Lugo, 1990 ; graphique 6). Parfois, lorsque la régénération des forêts secondaires est destinée à la production de bois, elle peut être enrichie par la replantation d'espèces natives.

Graphique 6 - Accumulation de biomasse ligneuse d'une forêt secondaire sur la durée



Source : Brown et Lugo, 1990.

- *La valorisation des résidus issus de l'exploitation légale de forêts naturelles*

Le second type de biomasse forestière à faible impact environnemental est constitué par les résidus issus d'une exploitation forestière légalisée, c'est-à-dire encadrée par un plan d'aménagement forestier durable approuvé par les organismes compétents. Ce plan d'aménagement spécifie, pour chaque année, le volume de bois exploitable autorisé. L'obligation d'un inventaire forestier, le rythme des prélèvements, la durée des rotations et les traitements sylvicoles à

réaliser sont également spécifiés dans chaque plan de manière à garantir une exploitation des ressources en bois renouvelable à long terme. Dans l'État du Para, principal producteur de bois du pôle de Carajas, entre 2007 et 2008, Monteiro *et al.* (2009) ont recensé 259 plans de gestion forestière légaux en opération, couvrant 264 600 ha et potentiellement générateurs de 5,5 M m³ de grumes et 9,5 M m³ de résidus forestiers¹⁶. La région de Carajas dispose en outre de trois forêts publiques nationales (Flona - *Floresta Nacional*), totalisant 661 000 ha, destinées à des activités compatibles avec l'usage durable des ressources

¹⁶ En supposant, comme Numazawa *et al.* (2006), que 1,7 m³ de résidus sont produits pour chaque m³ de grume exploité.

naturelles. Les résidus d'exploitation et de bois issus de plans d'aménagement forestier durable légaux semblent donc constituer des sources potentielles de biomasse non négligeables car de faible impact environnemental (voir 2.1. pour une évaluation détaillée de ce potentiel).

- La biomasse cultivée

Les plantations forestières, monospécifiques ou non, sur les terres déjà déboisées représentent une autre source de biomasse potentielle pour la production de charbon de bois.

Ces plantations peuvent être composées d'espèces natives ou exotiques¹⁷. Une analyse détaillée des travaux sur la région montre qu'il existe un certain nombre d'espèces natives qui présentent des caractéristiques compatibles avec un usage énergétique (voir 2.2.). Au Brésil, les plantations forestières exotiques sont constituées essentiellement d'eucalyptus et de pins. Sur le district de Carajas, le choix a été fait de ne planter que des eucalyptus pour l'approvisionnement des entreprises sidérurgiques. L'eucalyptus présente en effet un certain nombre de qualités intéressantes pour la production de charbon de bois (voir 2.3.).

Parmi les stratégies avancées par le gouvernement brésilien à Copenhague pour réduire les émissions de gaz à effet de serre (GES) du pays, on peut souligner que figurait la production de charbon de bois à partir de forêts plantées, et non plus à partir de bois issu de déforestation. De même, depuis 2007, plusieurs entreprises sidérurgiques se sont associées pour créer le Fonds forestier Carajas, alimenté par une taxe de 3 US\$ par tonne

de fonte exportée et destiné à financer des plantations forestières pour la production de charbon de bois. Enfin, dans l'État du Para, le programme « 1 milliard d'arbres », lancé en mai 2008, est destiné à financer la reforestation des terres dégradées de l'État avec des espèces natives¹⁸ à des fins productives et environnementales (recomposition des aires de forêts légales et de protection).

1.2.2. Technologies de carbonisation

Les principales technologies de carbonisation utilisées à échelle industrielle au Brésil reposent sur quatre types de fours : les fours en demi-orange, les fours dits *Mineirinho*, les fours de type Missouri et les fours métalliques.

Le four en demi-orange, principal équipement de carbonisation utilisé au Brésil, est une construction en brique de forme semi-cylindrique avec une grande ouverture par laquelle le bois est introduit (photos 1 et 2). Sur les côtés, l'air s'échappe par divers orifices – 21 généralement – et, au niveau du sol, des orifices permettent à l'air d'entrer – 8 généralement – (CGEE, 2010). Le four en demi-orange a une capacité de production de 120 m³ de charbon de bois/mois et un cycle de production de 5 à 7 jours. Les caractéristiques physiques de ce four, ainsi qu'un contrôle du processus de carbonisation basé sur des indicateurs imprécis comme la couleur de la fumée, son odeur et la température apparente du four, expliquent pourquoi ces fours sous-utilisent la biomasse (Pinheiro *et al.*, 2008 ; CGEE, 2010).

¹⁷ On appelle espèces exotiques les espèces qui ne sont pas natives d'Amazonie.

¹⁸ Initialement, le programme était destiné uniquement à la plantation d'espèces natives mais l'introduction d'espèces exotiques est aussi possible temporairement, dès lors que sur le long terme la forêt reconstituée est composée d'espèces natives.

Photo 1 - Fours en demi-orange ou *rabo-quente*



Crédit : Patrick Rousset.

Photo 2 - Ouverture du four en demi-orange



Crédit : Patrick Rousset.

1. Présentation du secteur de production de charbon de bois et des alternatives possibles

Le tableau 4 présente les rendements gravimétriques (tonne de charbon produite à partir de tonne de biomasse) de différentes technologies de carbonisation de biomasse analysées.

Le four Mineirinho (photo 3) est une version améliorée du four en demi-orange : les divers orifices permettant l'entrée

d'air et la sortie de fumée sont remplacés par un « tatu » et une cheminée. Cette seule modification permet d'améliorer le contrôle de la carbonisation (Pinheiro *et al.*, 2008 ; Gonçalves, 2007). Le cycle de production est de 6 jours et le modèle utilisé par l'entreprise étudiée pour ce projet a une capacité de production de 173 m³ de charbon de bois/mois.

Photo 3 - Fours de type *Mineirinho*



Crédit : Patrick Rousset.

Tableau 4. Rendements gravimétriques (tonne de charbon/tonne de bois) de référence pour les technologies de carbonisation étudiées

	Demi-orange	<i>Mineirinho</i>	Missouri	Métallique
Rendements gravimétriques (tonne de charbon/tonne de bois)	0,2	0,25	0,3	0,35
Echelle de production minimum (m ³ charbon/mois)	120	173	4 600	2 000
Cycle de production (nombre de jours)	5 à 7	6	12	3

1. Présentation du secteur de production de charbon de bois et des alternatives possibles

Le four de type Missouri (photos 4 et 5), dit aussi « rectangulaire », est également une adaptation des fours en demi-orange et *Mineirinho*, à ceci près que tout le travail de chargement et de déchargement du four n'est plus réalisé manuellement mais par des machines. La

capacité de production est plus élevée car la construction a été élaborée pour que le chargement du bois se fasse par des camions entrant directement dans le four (Massengale, 2006).

Photo 4 - Four de type Missouri



Crédit : Patrick Rousset.

Photo 5 - Entrée du four de type Missouri



Crédit : Patrick Rousset.

L'appellation four « métallique » (photo 6) a été choisie pour des raisons de confidentialité car le nom original de cet équipement est aussi le nom de l'entreprise qui le commercialise. Il est composé de plusieurs réacteurs (constructions métalliques rectangulaires) qui fonctionnent en réutilisant l'énergie libérée de la biomasse lors de sa pyrolyse. Il s'agit d'une technologie innovante conçue par des chercheurs de l'État du Minas Gerais qui fonctionne déjà à échelle industrielle au Brésil. La réutilisation de l'énergie libérée par la pyrolyse (destruction de la structure physico-chimique du bois par la chaleur) permet de renouveler le processus en minimisant les pertes énergétiques. En pleine capacité de fonctionnement, une division des phases du processus de carbonisation

(séchage du bois, pyrolyse, refroidissement des fours) est réalisée entre les réacteurs afin que le flux d'énergie entre les fours soit suffisant pour maintenir l'ensemble du dispositif en fonctionnement. L'utilisation des sous-produits de la pyrolyse est un des objectifs qui a motivé le développement de cette technologie. Le séchage initial du bois permet l'utilisation de bois humide. Le chargement et le déchargement des réacteurs sont mécaniques. Cette technologie exige une échelle minimum de production de 2 000 m³ de charbon/mois, soit 12 à 17 fois plus que ce que permettent les autres technologies de carbonisation. Ainsi, tout comme pour les fours de type Missouri, le taux élevé de rendement gravimétrique qu'elle offre n'est pas facilement accessible aux petites entreprises.

Photo 6 - Four de type métallique



Crédit : Patrick Rousset.

1.2.3. Choix des alternatives étudiées

Compte tenu des diverses sources alternatives de biomasse et des technologies de carbonisation envisageables, les scénarios d'amélioration environnementale de la filière charbon de bois pour le pôle sidérurgique de Carajas sont nombreux. La sélection des

scénarios qui font ici l'objet d'analyses plus approfondies s'est faite en fonction de plusieurs critères : l'accessibilité des données, la diversification des alternatives d'amélioration envisageables et la faisabilité des projets pour les acteurs de la filière.

Lors de l'élaboration du projet, les forêts secondaires ont été retenues en raison de leurs caractéristiques dynamiques suggérant un potentiel de croissance élevée. Il a ainsi été question d'analyser ces écosystèmes, au même titre que les plantations et les résidus d'exploitation forestière durable. Malheureusement, il n'a pas été possible d'identifier dans la région des expériences sylvicoles visant à produire du charbon de bois à partir de forêts secondaires. En Amazonie, la plupart des systèmes sylvicoles en forêt secondaire sont orientés vers la production de bois d'œuvre. Étant donné le temps imparti à cette étude, il n'était pas envisageable d'implanter de nouveaux systèmes de sylviculture en vue de tester leur viabilité pour la production de charbon de bois. En outre, la quantité de biomasse produite par hectare reste peu élevée (graphique 5) et, même si on envisageait de valoriser toute la biomasse disponible, ce qui n'est pas envisageable sans remettre en cause le rôle des jachères forestières dans la reconstitution de la fertilité des sols, on disposerait en moyenne d'un peu plus de 6 t de biomasse/ha/an, ce qui est assez faible (100 t de biomasse épigée – aérienne – accumulée en 15 ans).

Pour évaluer l'option biomasse forestière provenant de l'utilisation de résidus d'exploitation forestière durable et légalisée, nous avons réalisé dans un premier temps un diagnostic sur la quantité de ce type de résidus potentiellement disponible dans l'État du Para (2.1). Ensuite, une entreprise forestière a été sélectionnée. En plus de son activité d'exploitation de bois, celle-ci a établi des contrats de concession de droits de collecte et d'utilisation de ses résidus forestiers à des UPC contrôlées par des entreprises sidérurgiques du pôle de Carajas. Cette entreprise dispose d'une autorisation environnementale pour l'utilisation des résidus à des fins de carbonisation. En outre, son plan d'exploitation forestière est certifié par le *Forest Stewardship Council* (FSC).

Pour ce qui est de la biomasse cultivée, un premier diagnostic réalisé dans la région a montré que l'essentiel des plantations forestières énergétiques est constitué d'eucalyptus. Nous manquons de recul pour effectuer une analyse détaillée des potentialités des plantations

d'espèces natives pour la production de charbon de bois : peu de plantations sont à terme et les évaluations des itinéraires techniques et des impacts sur la productivité sont rares. Seule une réflexion environnementale a été menée pour ce scénario. À l'inverse, les plantations d'eucalyptus sont abondamment étudiées et des expériences sont menées depuis plusieurs années par deux entreprises de l'État du Para. Nous avons pu évaluer leurs performances et proposer des recommandations techniques visant à améliorer leur productivité. Les impacts environnementaux des plantations d'eucalyptus ont également été analysés sur la base d'expérimentations menées depuis plusieurs années dans plusieurs régions, et destinées à faire émerger un certain nombre de recommandations.

Pour la carbonisation, les quatre principales technologies (tableau 4) ont été analysées. Pour les fours en demi-orange, *Mineirinho* et métallique, des données ont été collectées auprès d'entreprises du pôle de Carajas ayant recours à ces technologies. Pour le four de type Missouri, les coûts ont été évalués à partir des coefficients techniques collectés dans le cadre d'un projet réalisé en 2008 dans l'État du Minas Gerais (Morello *et al.*, 2008).

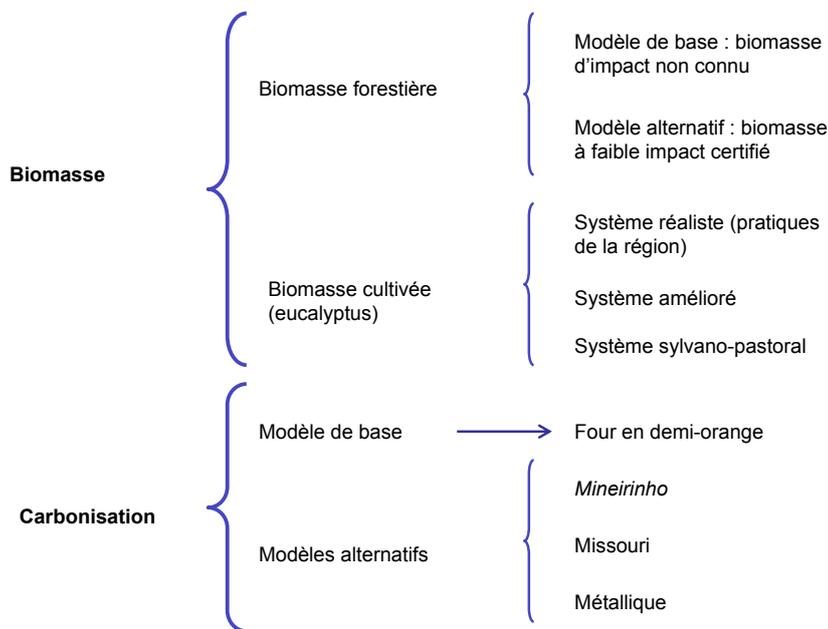
Afin de compléter l'analyse des impacts environnementaux du développement d'une filière de production du charbon de bois améliorée pour l'approvisionnement du secteur sidérurgique de Carajas, la méthodologie d'analyse du cycle de vie (ACV) a été retenue. Cette méthodologie permet de rendre compte de l'ensemble des impacts environnementaux liés à la production et à la transformation de la biomasse tout au long de la filière. Cette méthode permet d'évaluer, d'une part le bilan environnemental de la filière de référence actuellement en place dans l'État de Carajas, et, d'autre part le bilan d'une filière où la biomasse serait constituée de résidus forestiers certifiés ou de plantations et où les technologies de carbonisation seraient plus efficaces. L'intérêt de ce type de méthode est qu'elle permet d'inclure la plupart des effets directs et indirects de différents scénarios de développement de la filière. La principale variable analysée est le potentiel de réchauffement climatique, mais d'autres variables environnementales liées aux risques de toxicité

humaine et d'écotoxicité terrestre sont également intégrées dans le logiciel qui a servi de support à l'ACV¹⁹. Ces deux indicateurs tiennent compte par exemple de manière systémique des impacts potentiels de l'usage de produits chimiques et dérivés du pétrole (intrants par exemple) sur l'écotoxicité terrestre et la santé humaine.

Une analyse économique a également été réalisée. Ainsi, pour chaque système de production de charbon de bois (schéma 1), une analyse fine des coûts de production et des investissements nécessaires à leur mise en place a été

réalisée. De plus, les marchés carbone (mécanisme de développement propre – MDP – et marché volontaire) pourraient participer au financement du reboisement pour la production de charbon de bois. Une analyse complémentaire a donc été réalisée afin d'évaluer, d'une part les terres éligibles sur ces marchés pour des projets carbone et, d'autre part si les financements carbone disponibles pourraient faciliter la transition vers les alternatives de production de biomasse et de carbonisation analysées.

Schéma 1 - Les différents systèmes de production de charbon végétal



Source : auteurs.

La biomasse forestière à faible impact correspond à l'utilisation de résidus d'exploitation forestière à faible impact durable et légale (exploitation forestière réalisée dans le cadre d'un plan d'aménagement forestier durable et certifié par le FSC). La biomasse cultivée « réaliste » correspond aux plantations d'eucalyptus telles qu'elles sont gérées actuellement dans l'État du Para au sein de

l'entreprise étudiée pour ce projet. La biomasse cultivée améliorée correspond à une plantation d'eucalyptus dont le système de gestion serait légèrement modifié pour en accroître la productivité (Morello et Piketty, 2010). Le système sylvo-pastoral consiste à introduire des plants d'eucalyptus dans des pâturages destinés à l'élevage bovin (Maneschky, 2008²⁰).

¹⁹ Ce logiciel est le GaBi4.3 (www.gabi-software.com).

²⁰ Les espèces forestières introduites dans l'étude de Maneschky sont le paricá et le teck, destinés à la production de bois d'œuvre. Le système a été légèrement modifié en remplaçant ces espèces par de l'eucalyptus à finalité énergétique (Morello et Piketty, 2010).

Pour l'analyse économique, les évaluations ont été réalisées dans le cadre d'UPC intégrées au secteur sidérurgique. En effet, la faiblesse des données disponibles dans le cadre d'UPC non intégrées n'a pas permis d'approfondir complètement ce deuxième cas. Toutefois, nous proposons une analyse succincte de ce cas à partir des quelques données qui ont pu être collectées (voir 3.2.2.).

En complément de ces travaux d'analyse technique, écologique et économique, une analyse détaillée de la législation environnementale et foncière en Amazonie a été réalisée. La question foncière et, plus particulièrement, la question du statut de réserve légale en Amazonie représente un enjeu systématiquement mis en avant par les acteurs du secteur.

Enfin, il faut souligner que cette étude a débuté en 2009, année noire pour le secteur sidérurgique qui a été fortement touché par la crise mondiale, marquée par une réduction de la demande en acier nord-américaine. Dans l'État du Para, seules cinq entreprises fonctionnaient en novembre 2009, et non à pleine capacité (cinq hauts fourneaux sur huit en opération). Le prix de la fonte a chuté de 575,85 US\$/t en novembre 2008 à 247 US\$/t en mai 2009. Le prix du minerai de fer (31 % du coût de la fonte) est resté stable durant la même période, ce qui a empêché la reprise de l'activité au niveau antérieur à la crise (Corrêa, 2009). Même si cette situation n'a pas facilité la collecte de données primaires, nous avons veillé à ce que les cas sélectionnés soient suffisamment représentatifs pour la région. Un séminaire de restitution finale organisé en mai 2010 avec les acteurs de la filière a permis de valider les résultats obtenus.

2. Analyse écologique de scénarios alternatifs de production de charbon de bois

2.1. Scénario biomasse forestière

2.1.1. Disponibilité de biomasse forestière pour la production de charbon de bois

La région amazonienne est aujourd'hui celle qui produit le plus de bois au Brésil. En 2009, l'Imazon (Institut sur l'homme et l'environnement en Amazonie) estime que la consommation de grumes en Amazonie s'élève à 14,2 M m³. La même année, il a dénombré 71 pôles de production de bois en Amazonie légale. 66 % de la consommation de grumes viendrait de plans d'aménagement forestier légaux. L'État du Pará est le plus gros producteur et consommateur de grumes du pays (6,6 M m³ de grumes consommées). Le secteur de transformation du bois y est constitué de 1 067 entreprises (Pereira *et al.*, 2010).

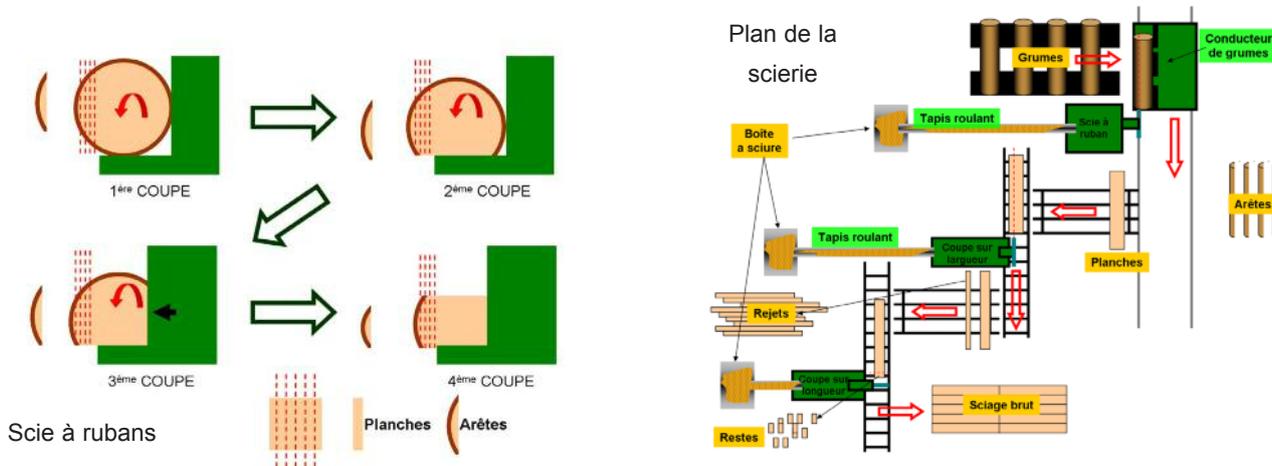
L'exploitation du bois génère des volumes importants de résidus, répartis de la manière suivante :

- les activités de pré-exploitation et d'exploitation produisent un grand nombre de résidus du fait de l'ouverture de chemins et de routes forestières. Il faut également réaliser des ouvertures, des chemins de repli, des aires de stockage, des pistes de débardage. Les pistes principales sont déblayées en permanence tout au long de la période d'exploitation ;
- au cours de l'abattage et de la coupe, la chute de l'arbre cause des dommages aux plantes environnantes ; de même, l'élagage et l'ébranchage produisent des quantités importantes de résidus ;

- après le transport et le déchargement des grumes à la scierie, d'autres résidus sont produits tout au long de l'activité de coupe. Les résidus de découpe des grumes, intrinsèquement liés à l'activité, sont générés lors du travail effectué sur ces dernières. En effet, il y a toujours des limitations anatomiques (grumes) ou technologiques (machines) qui empêchent une utilisation totale de la grume. La découpe de base consiste à retirer les quatre côtés (schéma 2) de la pièce de bois pour la rendre utilisable avant une découpe secondaire ou coupe en largeur (plan aligné) et en longueur (plan sagittal). Les activités suivantes dépendent de l'utilisation finale du bois et le volume de résidus est directement lié au nombre d'opérations effectuées sur la grume. Les résidus de découpe peuvent être produits dans des scieries, des fabriques de bois laminés ou de panneaux, de meubles, de parquets, de portes et de fenêtres, etc. Les résidus de scieries sont très variés : sciure, résidus de petites dimensions provenant du sciage, copeaux, bûches, arêtes, rondins, rejets, restes de laminage, etc. (Fontes, 1994).

À partir du croisement de plusieurs types de données, il a été possible d'évaluer, pour l'État du Para, le volume de résidus forestiers d'exploitation forestière et le volume de résidus de découpe lors de la transformation des grumes en sciages (Rodrigues, 2010). Les résultats de cette analyse sont synthétisés dans les tableaux 5 et 6.

Schéma 2 - Schémas de coupe de la scie à rubans



Source : Rodrigues, 2010.

Tableau 5. Volumes potentiels des résidus d'exploitation forestière en fonction des aires et des volumes de bois exploités dans l'État du Para

	Aire potentielle de gestion* (ha)	Aire de gestion forestière annuelle approuvée par l'Ibama**(ha)	Volume de grumes légalement déclarées*** produites annuellement (m³)
	22,5 M	201 900	2,67 M
1,7 m³ de résidus/m³ de bois de grume (Numazawa et al., 2006) Intensité de l'exploitation : 20 m³/ha. Rotation : 30 ans			
Volume potentiel annuel de résidus d'exploitation forestière (m³)	25,5 M	6,87 M	4,54 M

Source : Verissimo et al., 2006* ; Lentini et al., 2005** ; SEMA-PA, 2009***.

L'aire potentielle de gestion forestière est estimée par l'Imazon à partir de la superficie du couvert forestier de l'État du Para, à l'exclusion des aires déjà intensivement explorées et dégradées, des forêts proches des rivières (< 100 m) et des chefs-lieux urbains (< 20 km), des unités de conservation et de protection, des terres indigènes et des aires dont la topographie est trop accidentée (Verissimo et al., 2006). L'aire de gestion forestière annuelle approuvée par l'Ibama recouvre la surface totale légalement déclarée et validée comme exploitable dans le cadre de plans d'aménagement forestier durable. Au-delà de cette approbation, toute entreprise disposant d'un plan d'aménagement doit, chaque année, soumettre et faire valider un plan de coupe annuel, qui détermine le volume de grumes légalement exploitable et transportable. Dans le

tableau 5, les volumes de résidus potentiels estimés (deux premières colonnes) sont évalués en supposant que, chaque année, 20 m³ de grumes/ha²¹ sont exploités, ce qui génère 34 m³/ha de résidus potentiellement légaux (soit 1,7 m³ de résidus produit par m³ de grumes exploité (Numazawa et al., 2006)). Le volume de grumes autorisé est simplement multiplié par 1,7 pour calculer le volume potentiel de résidus produit (3^e colonne). Ces données montrent que l'augmentation des plans d'aménagement forestier durable dans l'État du Para est susceptible d'accroître de manière significative le volume de résidus forestiers de faible impact environnemental disponible dans la région (au maximum 25,5 M m³ de résidus en considérant la totalité de l'État du Para).

²¹ C'est le taux moyen d'exploitation dans les plans d'aménagement forestier durable.

Outre la mise en place de plans d'aménagement, le commerce des résidus fait aussi l'objet d'une régulation et tous les échanges doivent être enregistrés par le Sectam (secrétariat exécutif pour les Sciences, la Technologie et l'Environnement de l'État du Para). Or, les données récoltées par le Sectam et présentées dans les rapports de commercialisation de produits dérivés du bois montrent que l'utilisation légale de résidus d'exploitation forestière est aujourd'hui très faible puisque seulement 152 488,56 m³ auraient été commercialisés en 2009. Il est fort probable que ces données ne reflètent pas la réalité et qu'une grande partie des résidus forestiers soient directement utilisés – à des fins énergétiques ou non – sans être déclarés.

Dans le tableau 6, le volume total de résidus de transformation du bois a été estimé par Numazawa *et al.* (2007) sur une base moyenne annuelle de grumes transformées. La deuxième colonne se réfère à la production de résidus de rejets et d'arêtes, qui sont les plus adéquats pour la production de charbon de bois. La troisième colonne présente une estimation de la quantité de résidus enregistrée et commercialisée légalement comme source d'énergie. Il existe une différence significative entre les données proposées par Numazawa *et al.* (2007) (3,48 M) et celles qui ont été publiées par le Sectam (0,94 M). Cette différence n'est *a priori* pas liée à la période

d'obtention des informations car les estimations réalisées par l'équipe de Numazawa peuvent être projetées à n'importe quel moment. La destination des 2,54 M m³ de résidus qui n'ont pas été commercialisés est apparemment inconnue. Cependant, en analysant une journée de production d'une scierie, on s'aperçoit qu'il est possible qu'une bonne partie de la biomasse reste dans l'entreprise. En effet, les résidus les plus fins sont déposés dans des caisses qui sont ensuite vidées sur une véritable « montagne » de sciure. D'autres résidus sont tout simplement donnés et n'entrent donc pas en ligne de compte quand l'État contrôle les mouvements financiers de ces entreprises.

La production potentielle de charbon de bois à partir de ces deux sources de résidus a été estimée en supposant une technologie de carbonisation ayant un rendement gravimétrique moyen de 0,25 t de charbon/tonne de bois (voir Rodrigues, 2010 pour le détail des hypothèses). Compte tenu du volume de grumes actuellement produit de manière légale dans l'État du Para (potentiellement génératrices de 4,54 M m³ de résidus) et du volume de résidus de transformation de type rejets et arêtes (3,48 M m³), cette production pourrait être au minimum de 266 000 t, et au maximum de 306 000 t. Ces valeurs correspondent à 11-13 % de la demande totale du pôle (2,3 M t).

Tableau 6. Volumes des résidus de transformation du bois

Volume total des résidus* (m ³ /an)	Volume des résidus de rejets et d'arêtes* (m ³ /an)	Volume des résidus commercialisés en tant que source d'énergie (m ³ en 2009)**
13,27 M	3,48 M	0,94 M

Sources : Numazawa *et al.*, 2007* ; SECTAM, 2010**.

2.1.2. Impacts environnementaux de l'utilisation des résidus d'exploitation légale de forêts

Les photos 7 et 8 illustrent la situation d'un chemin d'exploitation forestière avant et après la collecte des résidus d'exploitation. L'expérience étant extrêmement récente en Amazonie brésilienne, il n'existe pas encore d'études permettant de quantifier les éventuelles conséquences de la collecte des résidus sur la fertilité des terres et le rythme de régénération de la forêt. On suppose toutefois que le retrait de grosses branches favorise la régénération naturelle des jeunes arbres et des plantules, en libérant l'espace et en permettant ainsi leur croissance en hauteur. Cependant, le retrait des résidus peut aussi avoir un impact sur les échanges minéraux dans le sol. Il

est pour le moment recommandé d'utiliser les chemins de collecte déjà tracés lors de l'exploitation et du débardage des grumes, et de ne pas utiliser d'équipements trop lourds qui pourraient entraîner des dommages sur le peuplement forestier. Dans l'entreprise sélectionnée pour cette étude, la collecte est manuelle dans un rayon prédéfini autour des chemins de débardage et le transport des résidus jusqu'au lieu de stockage se fait par tracteur.

Dans le meilleur des cas, le charbon provenant de ces résidus ne pourrait répondre qu'à moins de 15 % de la demande du pôle, quantité non négligeable mais qui montre la nécessité de s'intéresser à la biomasse cultivée.

Photo 7 - Chemin d'exploitation forestière avant la collecte des résidus



Crédit : Thiago Oliveira Rodrigues.

Photo 8 - Chemin d'exploitation forestière après la collecte des résidus



Crédit : Thiago Oliveira Rodrigues.

2.2. Scénario biomasse cultivée : les espèces natives

On se place ici dans une perspective où des plantations forestières d'espèces natives d'Amazonie seraient mises en place pour la production de charbon de bois dans des zones déjà déforestées.

2.2.1. Aptitudes des espèces natives à la production de charbon de bois

De nombreuses études montrent qu'il existe des espèces natives avec un réel potentiel pour la production de bois d'œuvre et d'autres utilisations dont le bois-énergie (Butterfield, 1990 ; Butterfield et Fisher, 1994 ; Butterfield et Espinoza, 1995 ; Nichols, 1994 ; Montagnini *et al.*, 1995 ; Haggard *et al.*, 1998 ; Piotto *et al.*, 2003a). Une évaluation précise du potentiel des espèces forestières de reboisement pour la production de charbon de bois en

Amazonie est difficile à réaliser car les informations sur les caractéristiques de ces espèces sont encore très fragmentaires.

Le tableau 7 recense, par espèce, les informations disponibles sur les deux principaux critères utilisés par les producteurs de charbon pour sélectionner les espèces natives d'Amazonie et les espèces exotiques. Ces critères sont, d'une part, la productivité des plantations (> 25-30 m³/ha/an) et, d'autre part, la densité du bois (> 0,45-0,5), qui affecte fortement la qualité et la quantité de charbon produite par m³ de bois récolté. D'autres critères interviennent dans la production d'un charbon de bois de qualité (pouvoir calorifique élevé, faible teneur en cendre, etc.) mais leur influence est faible pour la sélection des espèces de reboisement en comparaison des deux

premiers. Ainsi, des espèces n'ayant pas à la fois une forte productivité (si possible en rotations courtes) et une densité du bois élevée ne seront pas utilisées en reboisement, même si leurs autres caractéristiques technologiques sont très favorables. En effet, dans le contexte amazonien, des arbres ayant une croissance initiale lente nécessitent un suivi sur de longues périodes, le contrôle des plantes adventices (application d'herbicides et/ou girobroyage plusieurs fois par an jusqu'à ce que le développement du feuillage soit suffisant pour réduire la quantité de lumière atteignant le sol) entraînant un surcoût considérable. Un contrôle insuffisant des plantes adventices peut conduire à l'échec des plantations (croissance très lente et mortalité élevée). Ce type d'interventions, répétées pendant plusieurs années, est clairement incompatible avec la production d'un bois de faible valeur destiné à être transformé en charbon de bois.

En Amazonie brésilienne, les espèces les plus plantées sont le paricá – *Schizolobium amazonicum* Huber, 26 000 ha à Paragominas – (Carvalho, 2007 ; Rosa, 2006 ; Ohashi, 2005 ; Venturieri, 1999), le **guanandi** – *Calophyllum brasiliense* – (Butterfield, 1990 ; Butterfield et Fisher, 1994 ; Butterfield et Espinoza, 1995 ; Montagnini *et al.*, 1995 ; Hagggar *et al.*, 1998 ; Piotta *et al.*, 2003a et 2003b ; Carvalho, 2003), et le **taxi-branco** – *Sclerolobium paniculatum* Vogel – (Pires et Marcati, 2005 ; Silva Jr, 2005 ; Vale *et al.*, 2002 ; Lorenzi, 1998 ; Paula, 1982 ; Carpanezzi *et al.*, 1983 ; Ducke, 1949). Ces espèces présentent des taux de productivité ou des densités de bois assez inférieures à ceux des espèces exotiques, ce qui les pénalise pour la production de charbon de bois. De plus, la productivité de ces espèces est encore inconnue et des recherches importantes sont nécessaires pour estimer plus rigoureusement leur potentiel pour la production de charbon de bois (tableau 7).

Tableau 7. Productivité et densité d'espèces forestières de reboisement pour la production de charbon de bois destiné à la sidérurgie

Espèce	Nom commun	Productivité (m ³ /ha/an)	Densité du bois (g/cm ³)	Espèce exotique / native d'Amazonie	Autres utilisations possibles
<i>Acacia polyphylla</i>	Monjoleiro	< 10*	0,7-0,8	Native	Protection des sols et construction
<i>Anadenanthera macrocarpa</i>	Angico Vermelho	≈ 10	0,85-1,05	Native	Construction
<i>Apuleia Mollaris</i>	Pau Amarelo	< 10*	ND	Native	Bois de service
<i>Aspidosperma obscurinervium</i>	Piquia-marfim	< 10*	0,65-0,75	Native	Bois de service
<i>Calophyllum brasiliense</i>	Guanandi	8-10	0,54	Native	Construction et service
<i>Cytherexylum myrianthum</i>	Pau viola	< 10*	0,5-0,7	Native	Protection des sols
<i>Enteroplobium contortisiliquum</i>	Tamboril	< 10*	0,35-0,60	Native	Protection des sols et construction
<i>Lindackeria paraensis</i>	Farinha-seca	< 10*	0,82	Native (Para)	Bois de construction
<i>Maquira coreaceae</i>	Muiratinga	< 10*	1,05	Native	Bois de service
<i>Ocotea cymbarum</i>	Louro Inhamui	< 10*	0,6	Native	Construction
<i>Osteophloeum platyspermum</i>	Ucuabarana	< 10*	0,46	Native	Construction
<i>Platonia insignis</i>	Bacuri	< 10*	0,86	Native	Aliment Huile Construction
<i>Sclerolobium paniculatum</i>	Taxi-branco	15-20**	0,5-0,7	Native	Bois de construction
<i>Schizolobium parahyba</i>	Paricá	25-35	< 0,5 0,6 pour certains clones ?	Native	Bois de déroulage
<i>Acacia mangium</i>	Acacia	25-30	0,5	Exotique	Cellulose Bois de service
<i>Eucalyptus urophylla</i> , <i>E. pellita</i> ou hybrides	Eucalyptus	30-40	0,5-0,6	Exotique	Cellulose Bois de construction
<i>Gmelina arborea</i>	Gmelina	25	0,35-0,50	Exotique	Bois de service

* Productivité inconnue en plantation monospécifique mais faible compte tenu de la vitesse de croissance de l'espèce dans son milieu naturel.

** A confirmer car les arbres âgés sont isolés et les plantations sont encore trop jeunes pour évaluer leur productivité.

ND : Non déterminé jusqu'à présent.

Source : tableau élaboré par les auteurs à partir des travaux de : Vale *et al.*, 2002 ; Silva *et al.*, 1983 ; Amata, 2009 ; Piotta *et al.*, 2003a et 2003b ; Carvalho, 2003 ; Cintra, 2009 ; Maraboto *et al.*, 1989 ; Andrade *et al.*, 1989 ; Andrade et Carvalho, 1998 ; Gonçalves, 1999 ; Paula, 2005 ; Mourão et Beltrati, 1995 ; Ibama, 2011 ; Cândia, 2009.

2.2.2. Impacts environnementaux de la plantation d'espèces forestières natives

Les spécialistes mettent l'accent sur les bénéfices environnementaux associés à la plantation de ces espèces (Knowles et Parrotta, 1995 ; Montagnini *et al.*, 1995 ; Parrotta *et al.*, 1997 ; Lamb, 1998 ; Harrington, 1999).

Les plantations d'espèces natives peuvent avoir des impacts environnementaux positifs similaires à ceux d'espèces exotiques lorsqu'elles sont réalisées sur des sols dégradés depuis plusieurs années et qui n'auraient pas vocation à être laissés en jachère pour une régénération forestière naturelle (pâturage extensif, brulis fréquents, etc.). La jachère permet de réduire l'érosion des sols et de réguler le cycle de l'eau en augmentant l'infiltration des eaux de pluie dans les sols et en facilitant l'alimentation régulière des cours d'eau par les nappes phréatiques. Il a été montré que la présence de plantes dotées d'un système racinaire profond (forêt naturelle ou plantations forestières) peut avoir un impact important sur le climat de la région amazonienne en contribuant notamment à l'alimentation de l'atmosphère en eau au cours des périodes sèches (Kleidon et Heimann, 2000). Dans les zones dégradées, sur lesquelles elles sont en général installées, les plantations forestières favorisent aussi la séquestration de carbone atmosphérique dans la biomasse ligneuse et souvent dans le sol (Harrington, 1999 ; Lima *et al.*, 2006 ; Maquère *et al.*, 2008 ; Redondo-Brenes, 2007). Elles peuvent également permettre d'accroître la biodiversité des plantes et de la faune du sol (Loumeto et Huttel, 1997 ; Lamb, 1998 ; Mboukou-Kimbatsa *et al.*, 1998 ; Silver *et al.*, 2004 ; Rodrigues *et al.*, 2010). Ces plantations présentent aussi des aspects positifs indirects. Elles peuvent ainsi permettre de réduire la pression sur les forêts naturelles en fournissant une partie de la demande en bois croissante à l'échelle du pôle.

Certains aspects positifs environnementaux sont davantage spécifiques aux plantations d'espèces natives. En permettant la conservation de germoplasme et, *in fine*, les récoltes de graines dans la zone d'origine, celles-ci favorisent la possibilité de réintroduction et d'enrichissement de ces espèces en forêt naturelle. Elles peuvent également empêcher la disparition d'espèces de

provenances rares et contribuer à l'amélioration génétique de ces espèces. Il faut souligner que certaines d'entre elles sont utilisées à d'autres fins que la seule production de bois. Ainsi, parmi les produits forestiers non ligneux (PFNL), la châtaigne du Para (*Bertholletia excelsa*) est un fruit très apprécié que les populations locales récoltent et commercialisent. Les plantations d'espèces natives sont aussi a priori plus favorables à la réinstallation d'une biodiversité proche de celle de la forêt naturelle originelle.

Toutefois, les plantations d'espèces natives peuvent avoir les mêmes impacts environnementaux négatifs que les plantations d'espèces exotiques. En particulier, on peut observer une réduction du débit des rivières dans les bassins versants après boisement de grandes surfaces de pâturages, si la surface foliaire des arbres (ou du sous-étage) est élevée et conduit à une forte évapotranspiration. De même, une tendance à la diminution des stocks d'éléments nutritifs dans les sols peut être constatée si de fortes exportations de biomasse sont réalisées sans apport d'engrais pour compenser les pertes. Enfin, la nécessité de contenir les adventices en zone amazonienne impose des applications régulières d'herbicides, les entretiens mécaniques répétés se révélant très coûteux (tant en termes monétaires qu'en CO₂ émis) et, *in fine*, peu efficaces.

2.2.3. L'utilisation d'espèces natives dans la production de charbon de bois : quelles recommandations ?

Les travaux réalisés sur le sujet mettent donc bien en évidence l'intérêt écologique ainsi que le potentiel des espèces natives brésiliennes pour une utilisation en bois-énergie et, plus spécifiquement, pour la production de charbon de bois. Il faut néanmoins noter que, à ce stade des connaissances, très peu d'espèces semblent présenter à la fois les caractéristiques technologiques requises et une croissance compatibles avec les exigences du marché de la sidérurgie (quantités importantes à faible prix unitaire).

Compte tenu de la grande variabilité des informations sur la productivité des espèces natives, il est difficile d'estimer précisément la superficie de l'aire de plantation nécessaire pour couvrir les besoins du pôle de Carajas. On peut

toutefois avancer un ordre de grandeur : si l'on considère le besoin annuel moyen du pôle à 8,2 M t de bois (tableau 3), une productivité minimale de 10 m³/ha/an et maximale de 35 m³/ha/an pour des plantations d'espèces natives, une densité moyenne des espèces natives de 0,6 t de bois/m³ de bois et un cycle de coupe de 6 ans – optimiste et valable uniquement pour les espèces à croissance rapide –, il serait nécessaire d'établir au minimum 390 000 ha et au maximum 1,4 M ha de plantations pour satisfaire la demande du pôle. Si l'on considère un besoin annuel du pôle de 12 M t de bois, correspondant à un rendement gravimétrique de 0,2 environ (tableau 4), les mêmes surfaces s'élèvent à 570 000 ha minimum et environ 2 M ha maximum.

Dans le cadre de la production de charbon de bois, le premier facteur à prendre en compte est la productivité des peuplements. Or, si les caractéristiques du bois de nombre d'espèces natives conviennent pour un usage énergétique, leur croissance est souvent insuffisante pour qu'elles puissent constituer une réelle alternative aux espèces exotiques.

Pour favoriser ce scénario, au-delà d'une politique volontariste des États (aides, appui institutionnel, etc.), des programmes d'amélioration génétique pourraient être menés sur un certain nombre d'espèces cibles, dans l'objectif de combiner croissance forte et propriétés techniques adéquates. Une des espèces sélectionnées pour cette expérimentation pourrait être le **paricá**. Cette espèce à forte croissance n'est actuellement pas utilisée pour la fabrication de charbon de bois, à cause de la faible densité de son bois. Cependant, il a été fait mention d'individus dont la densité du bois pouvait atteindre 0,6 g/cm³ (Osvaldo Cândia, chercheur de l'entreprise Vale, communication personnelle, 2009). S'il était avéré que cette densité était une caractéristique propre de ces individus (c'est-à-dire non liée à des facteurs environnementaux), leur clonage et leur diffusion pourraient être envisagés. Le **taxi-branco** pourrait également être étudié, car son bois présente de bonnes caractéristiques pour la fabrication de charbon de bois (Vale, 2002) avec des productions moyennes annuelles pouvant atteindre dans certains cas 20 m³/ha/an (Osvaldo Cândia, chercheur de l'entreprise Vale, communication personnelle 2009).

Ces espèces pourraient également être utilisées dans des plantations, monospécifiques ou en association avec d'autres espèces, légumineuses par exemple, mais également dans des systèmes agroforestiers, sylvo-pastoraux, voire agro-sylvo-pastoraux.

Par ailleurs, une sylviculture adaptée favoriserait le potentiel de ces espèces dont les caractéristiques suivantes peuvent être mises en avant :

- un entretien précoce et régulier limite au maximum la concurrence des *adventices*, extrêmement forte dans des zones comme le Para et le Maranhão (fortes températures, luminosité, précipitations et présence dans le sol d'importantes réserves de graines). Sauf dans des cas particuliers (main d'œuvre disponible seulement pour une très petite surface), l'usage d'herbicides systémiques comme le glyphosate - de manière raisonnée afin de limiter ses conséquences environnementales - apparaît incontournable, le rabattage manuel ou mécanique étant à exclure compte tenu de l'agressivité de la végétation (sans compter l'impact sur les bilans de carbone dans le cas d'usage répété d'engins mécaniques) ;
- certains sols argileux présentent un horizon induré à faible profondeur (< 1 m)²². Dans ce cas, il est indispensable de procéder à un sous-solage pour permettre au système racinaire des arbres de franchir cet horizon et de se développer en profondeur. Cette contrainte technique représente un frein important à la mise en place de plantations productives par de petits propriétaires qui n'ont pas la possibilité d'effectuer eux-mêmes cette opération sylvicole. Elle peut être levée si un service d'appui public est mis en place pour la réalisation de cette opération ;
- en attendant la mise en place d'expérimentations spécifiques permettant de définir les itinéraires techniques susceptibles d'optimiser la productivité des plantations d'espèces natives, l'apport des mêmes fertilisants que pour les plantations d'eucalyptus peut être préconisé ;

²² Couche tassée de sol ordinairement attribuable au travail répété du sol. La porosité dans un tel horizon est bien moindre que dans les autres couches.

- une attention particulière doit être portée à la lutte contre les ravageurs, notamment les fourmis défoliatrices (fourmis Atta) ;
- le choix d'espèces adaptées peut également se révéler crucial. Ainsi, au Para, les zones à reboiser se trouvent

d'abord dans les régions Sud et Sud-Est de l'État, caractérisées par une saison sèche marquée pouvant s'étendre sur cinq mois (juillet à novembre). Il est donc impératif de sélectionner des espèces capables de supporter cette sécheresse durant la phase d'installation du peuplement (1-2 ans).

2.3. Scénario biomasse cultivée : l'eucalyptus

2.3.1. Aptitude de l'eucalyptus à la production de charbon de bois

Dans l'état actuel des connaissances et après plus d'un siècle d'introduction et de test d'espèces forestières exotiques²³ en zone tropicale et subtropicale, ce sont les eucalyptus qui semblent remplir le mieux l'ensemble des critères d'aptitude technique à la production de charbon de bois (tableau 7 et rapports d'activités du projet intégré ULCOS – Processus sidérurgiques à très basses émissions de CO₂ – 2004-2010). En effet, une autre espèce exotique à forte croissance comme le *Gmelina arborea* est pénalisée par la densité réduite de son bois ($\approx 0,4$) ; l'espèce exotique *Acacia mangium* présente un intérêt en tant qu'espèce accompagnatrice (fixation de l'azote - N -, meilleure biodisponibilité du phosphore - P - du sol, etc.), mais elle est moins productive que les eucalyptus en plantations pures et peut présenter des risques phytosanitaires (champignons pathogènes) à forte dissémination.

Ceci ne signifie pas pour autant que la plantation d'eucalyptus représente, à terme, la seule et la meilleure alternative crédible, mais que les autres possibilités nécessitent des études complémentaires.

2.3.2. Impacts environnementaux des plantations d'eucalyptus

Les eucalyptus font depuis longtemps l'objet de nombreuses critiques à propos de leur impact supposé ou avéré sur l'épuisement des nappes phréatiques, la baisse de fertilité des sols, voire leur « stérilisation » par la production de composés allélopathiques dans les exsudats racinaires et lors de la décomposition des litières. La faible

biodiversité et les risques phytosanitaires élevés dans le cas de plantations monospécifiques sont également mis en cause (El-Khawas et Shehata, 2005 ; Sasikumar *et al.*, 2004). Ainsi, certains ont pu parler de désert vert (Amigos da terra, 2011). Ces critiques se sont cristallisées au moment du *Great Debate*, lié aux programmes de reboisements villageois menés en Inde dans les années 1980 (Raintree, 1996). L'analyse des impacts environnementaux connus des plantations d'eucalyptus permet de mieux comprendre ces critiques.

- L'impact des plantations d'eucalyptus sur le cycle de l'eau

Il existe de très nombreux travaux sur la consommation en eau des eucalyptus. Parmi les plus récents, on peut citer ceux de Scott et Prinsloo (2009) en Afrique du Sud qui observent, dans la phase juvénile des peuplements (jusqu'à 15 ans) une diminution du débit des rivières dans un bassin versant reboisé en eucalyptus. Le débit tend toutefois à revenir à son niveau d'avant afforestation²⁴, lors de la phase de maturité des plantations. Soto *et al.* (2007), quant à eux, ne constatent pas, en Espagne, d'influence de l'afforestation sur le bilan hydrique annuel d'un petit bassin versant reboisé en *Eucalyptus globulus*. Par contre, ils notent durant l'été une diminution de 30 % du débit de la rivière. Enfin, Engel *et al.* (2005) montrent que le reboisement de pampas en Argentine avec l'*Eucalyptus camaldulensis* entraîne, dans la journée, un abaissement du niveau de la nappe dans les plantations et, durant la nuit, un afflux d'eau des savanes avoisinantes vers ces plantations.

²³ Pour rappel, une espèce exotique à une zone est une espèce qui n'est pas originaire de ladite zone.

²⁴ Plantation d'arbres destinée à repeupler une surface restée longtemps déboisée, ou n'ayant jamais appartenu à l'aire forestière.

Un peu plus de 10 ans avant ces études, les travaux réalisés par Dye (1996) en Afrique du Sud, pays confronté à des épisodes de sécheresse de plus en plus marqués, avec une concurrence forte pour l'accès à l'eau entre agriculture et plantations forestières, ont conduit à l'interdiction des plantations d'eucalyptus à moins de 50 m des berges des rivières. De la même façon, le *World Rainforest Movement* (WRM, 1999) considère que les grandes plantations d'eucalyptus ont entraîné, en Afrique du Sud et dans l'État d'Espírito Santo au Brésil, un manque d'eau pour les cultures, l'assèchement de cours d'eau et de sources qui ont abouti à l'abandon de fermes.

Ces quelques exemples montrent que les plantations d'eucalyptus ont un impact majeur sur le cycle de l'eau dans les régions où elles sont mises en place. Cependant, il n'est pas possible d'en tirer des règles générales. Deux études, l'une menée au Congo et l'autre au Brésil, ont en effet permis d'établir des bilans hydriques au niveau de l'écosystème (Laclau *et al.*, 2010a ; Nouvellon *et al.*, 2009). Au Congo, dans la région de Pointe-Noire, les plantations d'eucalyptus consomment entre 650 et 750 mm par an, suivant le matériel végétal et la zone considérés. La pluviométrie annuelle moyenne étant de 1 100 à 1 200 mm, la recharge des nappes phréatiques et des rivières est donc possible à hauteur de 400 à 500 mm par an. Par contre au Brésil, dans l'État de São Paulo, où, sauf dans certaines zones, les précipitations annuelles sont comprises entre 1 200 et 1 500 mm, l'ensemble des précipitations est consommé à partir de la 2^e année après plantation²⁵. La recharge des nappes n'est donc observée dans les zones reboisées qu'une seule année sur une rotation de 6 ans.

- Impacts sur la fertilité des sols et risques d'acidification

Les nombreux essais de fertilisation effectués en Amérique du Sud et au Brésil (Gonçalves *et al.*, 2000, 2008), en Afrique (Bouillet *et al.*, 2004 ; du Toit, 1995 ; du Toit et Osofcroft, 2003a ; du Toit et Drew, 2003b) ou en Australie (Smethurst *et al.*, 2001, 2003 et 2004) ont permis d'identifier les éléments nutritifs nécessaires à

une production soutenue de plantations d'eucalyptus. Les nutriments les plus limitants sont P et K – potassium – (Australie, Brésil, Indonésie, etc.) et N (Afrique du Sud, Congo, etc.). L'apport de calcium (Ca) et de magnésium (Mg) est également souvent préconisé à la fois comme fertilisant *per se* et pour favoriser l'activité microbienne des sols. L'apport de micro-éléments comme B – bore – ou Zn – zinc – s'avère également souvent nécessaire.

Mais ces études ne permettent pas de quantifier l'évolution de la fertilité des sols : on peut ainsi croire à tort compenser les pertes dans le bois récolté ou par le drainage et le ruissellement, alors que le stock d'éléments minéraux dans le sol diminue. À l'inverse, un apport trop important de fertilisants peut avoir des effets environnementaux négatifs (dégagement de NH₃ – ammoniac – ou du GES N₂O – protoxyde d'azote – avec la fertilisation azotée, acidification des sols avec l'apport de NH₄⁺ – ammonium –, eutrophisation des rivières, etc.). D'où la nécessité des études des cycles biogéochimiques qui quantifient les flux entrants, sortants et au sein de l'écosystème. Ce type d'approche permet, entre autres, d'établir des bilans entrées-sorties des éléments minéraux et nécessite la mise en place de dispositifs fortement instrumentés, comme c'est le cas au Congo et au Brésil (Laclau *et al.*, 2010b)²⁶.

Les travaux réalisés dans ce champ ont mis en évidence dans ces plantations d'eucalyptus le rôle prépondérant du cycle biologique (flux entre la plante et le sol : retour par les litières, prélèvements par les racines, etc.) et du cycle biochimique (transferts internes dans la plante). À l'inverse, le cycle géochimique (flux d'altération des minéraux du sol et apports atmosphériques) ne tient qu'une place secondaire, contrairement à ce qui peut être observé dans les forêts boréales et tempérées (Akselsson *et al.*, 2007 ; Duchesne et Houle, 2008).

²⁵ Ceci s'explique en particulier par la plus forte productivité des plantations dans l'État de São Paulo (en moyenne 45m³/ha/an contre 20m³/ha/an au Congo), ce qui accroît la consommation hydrique, et la répartition plus homogène des pluies.

²⁶ Ceux-ci se caractérisent en particulier par l'installation de lysimètres pour la récolte des solutions du sol (jusqu'à 3 m au Brésil et 6 m au Congo) et de capteurs permettant de suivre en continu l'humidité du sol. Les pertes de nutriments par drainage profond sont alors estimées en multipliant la concentration en nutriments des solutions par les flux d'eau dans le sol, estimés par modélisation.

Ces résultats sont cohérents avec ceux obtenus au sein du réseau du Centre de la recherche forestière internationale (Cifor), le Site *Management and Productivity of Tropical Plantation Forests* : la durabilité des plantations forestières dans les zones tropicales et subtropicales, aux sols souvent très pauvres chimiquement, est largement liée à la conservation de la matière organique – restitution des rémanents d'exploitation au sol, bannissement des feux, etc. – (Nzila *et al.*, 2002 ; du Toit et Dovey, 2005 ; du Toit, 2008). En effet, la matière organique est un élément majeur de la fertilité du sol. Au Congo, la production de biomasse est ainsi proportionnelle à la quantité de rémanents laissés sur la coupe après exploitation : enlever les litières conduit à diviser par deux la production des peuplements par rapport à une exploitation laissant l'écorce et les houppiers sur place (Laclau *et al.*, 2010c).

On peut observer, au Congo, en fin de rotation (7 ans) un déficit de 110 kg N/ha (Laclau *et al.*, 2005), le bilan des autres éléments minéraux étant équilibré. Une tendance similaire apparaît dans les plantations d'eucalyptus au Brésil (Gonçalves *et al.*, 2008) et en Afrique du Sud (du Toit, 2003c). En Australie, Corbeels *et al.* (2005) ont pu prédire par modélisation une diminution du N biodisponible dans le sol, au fur et à mesure des rotations après afforestation des anciens pâturages. Ainsi, les plantations d'eucalyptus, comme toutes les espèces à courte rotation, bénéficient d'abord de la fertilité héritée de l'écosystème d'origine (savane, pâturage, etc.). Par la suite, les fertilisations doivent être revues à la hausse.

La capacité des eucalyptus à pousser sur des sols de très faible fertilité, grâce à un recyclage intense des éléments minéraux, est également importante. Dans ce cas, les eucalyptus jouent un rôle de filtre très efficace, réduisant les pertes de nutriments par lessivage profond à des quantités extrêmement faibles, de l'ordre de quelques kg/ha/an (Laclau *et al.*, 2010c).

Le remplacement de pâturages ou de savanes herbacées par des plantations d'eucalyptus peut conduire à une légère acidification du sol. Cela a été

observé pour des plantations de pins, grâce à des prélèvements au sol et à l'accumulation de cations basiques dans la biomasse ensuite exportée. Ce phénomène est souvent observé dans les couches superficielles du sol (Herbert, 1996 ; Jobbágy et Jackson, 2003 ; Mitchell et Smethurst, 2004) mais n'est généralement pas détecté au-delà de 30 cm de profondeur. Il a cependant été montré qu'en Argentine, le pH des rivières dans des bassins versants plantés en eucalyptus était de 0,7, bien inférieur à celui de rivières de bassins versants de prairie (Farley *et al.*, 2008). Ce phénomène n'est cependant pas général. Les analyses de solutions de sols plantés en eucalyptus et en savane herbacée au Congo n'ont ainsi pas révélé d'acidification (Laclau *et al.*, 2003). Le réseau Promab (Programme de surveillance de l'environnement dans les bassins versants) de l'IPEF (Institut de recherche en sciences forestières) au Brésil est constitué de 17 bassins versants couverts de plantations commerciales de pins et d'eucalyptus. Des mesures de composition chimique des solutions sont réalisées hebdomadairement depuis de nombreuses années. Ce suivi de la composition chimique des rivières ne révèle pas d'acidification des eaux sous eucalyptus pour la sylviculture appliquée par les entreprises (W.P. Lima, professeur de l'Esalq, communication personnelle, 2010).

- Impacts sur la biodiversité

L'impact des plantations d'eucalyptus sur la biodiversité, comme celui de toute plantation forestière, est à mettre en regard de la situation originelle avant afforestation et du devenir possible de la parcelle considérée.

Il est clair que, si les parcelles considérées ont vocation à être laissées en régénération pour, par exemple, la recomposition de réserves forestières naturelles, la mise en place de plantations monospécifiques d'eucalyptus réduit de manière drastique leur biodiversité potentielle. Dans le cas de la région amazonienne, les plantations exotiques monospécifiques ne peuvent légalement pas être implantées sur les zones destinées à redevenir des réserves forestières. En outre, pour

chaque hectare de plantation de ce type, entre 2 et 4 ha de forêts doivent être conservés ou régénérés en forêt naturelle.

Dans le cas d'un reboisement après déforestation de la forêt naturelle, il est certain également que la perte de biodiversité peut être considérable, en termes d'espèces végétales, d'oiseaux, de reptiles, d'insectes, etc. (Cunningham *et al.*, 2005 ; Kern Junqueira *et al.*, 2009 ; Käffer *et al.*, 2009 ; Proença *et al.*, 2010). Il faut toutefois noter qu'une biodiversité encore significative peut exister dans les plantations d'eucalyptus. C'est ce que Hawes *et al.* (2009) ont montré en comparant la densité de mites dans les plantations d'eucalyptus de la Jari en Amazonie avec celle de la forêt naturelle. Dans ce cas, les auteurs soulignent l'importance de la proximité des zones de forêt intacte, qui servent de réservoir de biodiversité. Dans de rares situations, les plantations d'eucalyptus peuvent même avoir un effet positif. Núñez-Regueira *et al.* (2006) l'ont étudié en Espagne, en mettant en évidence une augmentation de la biodiversité microbienne fonctionnelle du sol par rapport à des zones de forêt ripicole et des plantations de pins.

Si, initialement, la parcelle est une savane, un pâturage dégradé ou une forêt très dégradée non destinés à la régénération naturelle en réserve forestière, l'afforestation peut être bénéfique sur la biodiversité. Wang *et al.* (2006) montrent ainsi que l'association de *Pinus yunnanensis* et d'*Eucalyptus globulus* augmente la diversité des espèces ligneuses par rapport à des zones envahies par l'*Eupatorium adenophorum* (eupatoire du Mexique). Selwyn et Ganesan (2009) ont comparé, dans la zone des Ghâts occidentaux en Inde, la régénération d'espèces natives dans deux plantations d'eucalyptus (de 25 et 40 ans) et dans une zone de forêt naturelle précédemment exploitée. Si la forêt naturelle présente bien le plus grand nombre d'individus et d'espèces endémiques (42 % de ceux présents dans la zone), des taux de 38 et 39 % sont également observés dans les plantations d'eucalyptus. Pour leur part, Senbeta *et al.* (2002) ont étudié en Ethiopie centrale la régénération d'espèces endémiques dans des plantations d'espèces exotiques

(*Cupressus lusitanica*, *Eucalyptus globulus*, *Eucalyptus saligna*, *Pinus patula*) âgées de 9 à 28 ans et dans une zone adjacente de forêt naturelle. Ils ont montré que toutes ces plantations permettent la régénération d'espèces de forêt naturelle, tout en observant un plus grand nombre d'individus et d'espèces en régénération dans la plantation de 27 ans d'*Eucalyptus saligna* que dans la forêt naturelle.

Ces quelques exemples montrent que les plantations forestières, y compris celles d'eucalyptus, peuvent, via un management *ad hoc* (longues rotations, pas d'élimination du sous-étage), être utilisées pour favoriser la réinstallation d'espèces endémiques. Bernhard-Reversat (2001) a observé, au Congo, une augmentation de la biodiversité végétale dans de vieilles plantations d'eucalyptus par rapport à la savane d'origine. Ces plantations, où les jeunes plants sont mieux protégés contre le feu, jouent le rôle de « pépinière » naturelle pour ces espèces natives. Il faut cependant souligner que, pour les plantations à courte rotation, de vieilles parcelles non entretenues ne rentrent pas dans le schéma de production de bois-énergie/bois industriel *stricto sensu*. Par contre, dans le cadre d'une gestion globale du massif, de telles parcelles laissées à dessein sans entretien après la phase juvénile peuvent être délibérément mises en place. Au-delà, elles peuvent participer à des corridors de biodiversité entre des morceaux de forêts natives (Cossalter et Pye-Smith, 2003).

- Rôle potentiel des plantations d'eucalyptus sur la séquestration de carbone

Les plantations forestières peuvent jouer un rôle significatif dans la séquestration de CO₂ atmosphérique. À ce titre, elles sont éligibles à des projets MDP (instaurés par le protocole de Kyoto). Du fait de leur forte production, les plantations d'eucalyptus semblent *a priori* pouvoir maximiser cet effet de séquestration de carbone. Cependant, une des difficultés est de quantifier de manière fiable le carbone effectivement séquestré. Une première approche consiste à ne prendre en compte que la biomasse

produite et exportée hors des parcelles pour venir en substitution de carbone fossile. C'est le cas par exemple des plantations à but énergétique mises en place en remplacement du coke minéral. Cependant, ce calcul est incomplet car il n'est pas basé sur un bilan de carbone complet prenant en compte les entrées dans le sol (par les litières aériennes, les parties souterraines pérennes et le turnover de racines fines) et les sorties par respiration hétérotrophe liée à la décomposition de la matière organique.

Les études qui permettent d'établir des bilans de carbone fiables pour les plantations d'eucalyptus sont encore très rares. Ceci s'explique par le fait qu'il est nécessaire de croiser différentes méthodes pour obtenir des chiffres fiables. C'est ce qui a été fait au Congo – et qui est en cours au Brésil –, d'une part en estimant les changements de stocks de carbone (C) des différents compartiments de l'écosystème entre la plantation et la récolte du peuplement, d'autre part en mesurant en continu les flux de carbone *via* un dispositif d'Eddy corrélation (technique de mesure des flux atmosphériques), enfin en estimant la production primaire nette des plantations (soit le carbone stocké dans les arbres et les apports au sol de C par les litières aériennes et la mortalité des racines fines) et la respiration hétérotrophe du sol.

Au Congo, dans le cadre du projet Ulcos, il a été estimé que l'afforestation des savanes avec un clone d'eucalyptus (hybride E.PF1, clone 1-41) n'entraînait pas de changement détectable dans le stock de carbone du sol, mais accroissait celui de la biomasse complète (incluant les racines et la litière) d'environ 29 tC/ha. De plus, la quantité moyenne de carbone pouvant être exportée en fin de rotation de 7 ans a été estimée à 36 tC/ha.

Ces chiffres se réfèrent à des plantations assez peu productives (20 m³/ha/an), mises en place sur des sols sableux à faible potentialité de stockage de C. C'est pourquoi il est nécessaire d'étendre ce type d'études à

d'autres situations écologiques (sol, climat) et d'autres matériels végétaux (hybrides, espèces pures) pour avoir une estimation plus générale du potentiel de séquestration du C par les eucalyptus.

- Plantations d'eucalyptus et risques phytosanitaires

Carrere et Lohmann (1996) ont montré que l'avantage majeur des plantations forestières à base d'espèces exotiques, c'est-à-dire l'absence de ravageurs spécifiques (bactéries, champignons, insectes), peut se retourner contre elles sur le moyen/long terme, à partir du moment où les prédateurs se sont adaptés à ces nouvelles espèces. Les plantations d'eucalyptus ne font pas exception à la règle et des insectes défoliateurs comme l'*Helopeltis schoutedeni* (Diabangouaya et Gillon, 2001), des champignons comme le *Puccinia psidii* – responsable de la rouille de l'eucalyptus –, le *Ceratocystis sp.* ou le *Cryphonectria sp.* à l'origine de chancres (Heath *et al.*, 2009 ; van Heerden *et al.*, 2005) ou des bactéries comme la *Ralstonia solanacearum* qui entraînent le dessèchement des arbres (Coutinho *et al.*, 2000 ; Roux *et al.*, 2000) peuvent causer des dégâts très significatifs aux peuplements.

Cependant, l'introduction des eucalyptus remonte à plus d'un siècle dans beaucoup de zones tropicales et subtropicales (Afrique de l'Est, Amérique du Sud), et les éventuels problèmes rencontrés n'ont pas empêché leur expansion, que ce soit par des acteurs industriels – le Brésil en est une illustration – ou par des populations villageoises comme à Madagascar (Bertrand, 1999). À l'inverse, il existe d'autres familles botaniques comme les méliacées, pour lesquelles cette bonne résistance globale n'est pas la règle. Au-delà de la résistance naturelle des eucalyptus, les risques phytosanitaires peuvent être contrôlés par une sélection génétique adéquate. Il convient également de développer une sylviculture adaptée pour éviter l'affaiblissement des arbres et le risque d'attaques de parasites opportunistes.

2.3.3. Minimiser les impacts environnementaux des plantations d'eucalyptus : quelles recommandations ?

Les visites de terrain, les données de la littérature et l'expérience au Brésil des entreprises sidérurgiques (en particulier Vallourec & Manesmann et ArcelorMittal dans le Minas Gerais et Vale Florestal dans le Para et le Maranhão) indiquent que l'eucalyptus restera, à court et moyen termes, une espèce majeure pour la fourniture de charbon de bois ; ceci dans les systèmes forestiers (plantations pures ou mélangées par exemple avec l'*Acacia mangium*), agro-forestiers, sylvo-pastoraux ou agro-sylvo-pastoraux. Actuellement, les plantations énergétiques mises en place sur le pôle de Carajas sont exclusivement des plantations d'eucalyptus.

Si l'on considère un besoin annuel moyen de 8,2 M t de bois nécessaire pour approvisionner le pôle en charbon végétal (tableau 3), une productivité moyenne de 35 m³/ha/an pour des plantations d'eucalyptus, une densité moyenne de l'eucalyptus de 0,5 t de bois/m³ de bois et un cycle de coupe de 6 ans, 470 000 ha de plantations d'eucalyptus seraient suffisants pour satisfaire la demande du pôle (690 000 ha pour un besoin annuel moyen de 12 M t).

Pour minimiser les impacts environnementaux, les derniers travaux scientifiques et, plus spécifiquement, les expériences sur les cycles de l'eau, du carbone et des éléments minéraux menées au Congo et au Brésil depuis une dizaine d'années (Nouvellon *et al.* 2009 ; Laclau *et al.*, 2005 et 2010a ; Bouillet *et al.*, 2010) permettent de formuler une série de recommandations.

- **Eau**

L'impact des eucalyptus sur les ressources en eau dépend d'abord des conditions écologiques locales : l'évapotranspiration réelle des eucalyptus est au maximum de 1 500 mm, toute quantité supérieure de précipitations sert donc à alimenter les nappes phréatiques et/ou les rivières. Dans les États du pôle de Carajas, les précipitations annuelles sont

majoritairement supérieures à 1 500 mm sauf dans certaines régions du Maranhão (où elles oscillent entre 1 200 et 1 500 mm). L'impact des eucalyptus sur les ressources en eau dépend également de la productivité des plantations. Par rapport au Brésil, les plantations du Congo consomment moins d'eau et sont également moins productives. Enfin, l'efficacité d'utilisation de l'eau du matériel végétal utilisé joue aussi un rôle important : actuellement des programmes de recherche sont en cours pour évaluer cette efficacité pour diverses espèces. Bien qu'il soit trop tôt pour tirer des conclusions, ce problème doit être abordé en développant du matériel végétal présentant une efficacité d'utilisation de l'eau élevée, grâce à des itinéraires techniques limitant la concurrence hydrique et l'évaporation par la végétation adventice, et par un aménagement de l'espace laissant des zones non boisées entre les plantations.

- **Fertilité du sol et risque d'acidification**

Les eucalyptus peuvent pousser sur des sols de très faible fertilité, mais ces plantations (comme toutes les espèces à courtes rotations) bénéficient d'abord de la fertilité héritée de l'écosystème d'origine (savane). Par la suite, les fertilisations doivent être revues à la hausse. Considérant l'impact environnemental du recours aux intrants, d'autres modes de gestion basés sur les processus écologiques doivent être mis en place pour maintenir cette fertilité. Une des pratiques d'intensification écologique consiste à introduire des légumineuses fixatrices d'azote comme les acacias (Forrester *et al.*, 2006 ; Bouillet *et al.*, 2008 ; Laclau *et al.*, 2008). Il faut noter que, outre leur action de fixation du N₂ – diazote – atmosphérique qui contribue à équilibrer le bilan azoté, ces espèces accompagnatrices sont également susceptibles de favoriser la biodisponibilité du P du sol (Forrester *et al.*, 2005 ; Gunes *et al.*, 2007). En outre, il est important de laisser sur place les résidus comme les écorces et les houppiers pour la conservation de la matière organique des sols. Enfin, l'apport important de calcaire dolomitique dans les plantations industrielles d'eucalyptus au Brésil (classiquement de 1 à 2 t ha⁻¹ à chaque début de rotation) semble permettre d'éviter l'acidification des eaux superficielles sous ces plantations.

• Biodiversité

Les plantations d'eucalyptus doivent être mises en place sur des terres déforestées et dégradées qui n'ont pas vocation à être laissées en régénération pour la recomposition de réserves forestières naturelles. En outre, des plantations sur plusieurs dizaines de milliers d'hectares d'un seul tenant sont à proscrire, à l'inverse d'une mise en place raisonnée au sein du paysage agricole et des zones de végétation naturelle.

• Risques phytosanitaires

Les eucalyptus présentent globalement une bonne résistance naturelle, c'est d'ailleurs une des raisons de leur forte dissémination sous les tropiques. Les risques phytosanitaires peuvent être contrôlés par une sélection génétique adéquate et *via* l'implantation d'espèces adaptées aux conditions écologiques. Pour la région de Carajas, caractérisée par une forte hygrométrie de l'air et des températures élevées, les espèces pures subtropicales (*E. grandis*, *E. teriticornis*, etc.) ne sont pas adaptées. Il est préférable d'y privilégier du matériel végétal (espèces pures ou hybrides) poussant dans leur milieu d'origine en conditions tropicales : en premier lieu *E. urophylla* et *E. pellita*. Les plantations gérées depuis plusieurs dizaines d'années sur des milliers d'hectares par les compagnies Jari et Dow Corning dans l'État du Para attestent de la possibilité de planter des clones d'eucalyptus adaptés aux conditions pédoclimatiques de la région. Par ailleurs, il est nécessaire d'appliquer une sylviculture adaptée pour éviter l'affaiblissement des arbres et le risque d'attaques par des prédateurs. Un entretien des parcelles limitant au maximum la concurrence herbacée pour l'eau et les éléments minéraux est ainsi impératif pour que les plantations bénéficient des meilleures conditions écologiques au cours de leur croissance et pour limiter le risque d'attaque (Desprez-Loustau *et al.*, 2006).

L'analyse écologique des plantations d'eucalyptus est donc à nuancer. Ces plantations peuvent entraîner de forts impacts négatifs sur l'environnement si des espaces de forêts naturelles sont transformés en plantations d'eucalyptus ou si les plantations sont développées sur de

très grandes surfaces sans conservation d'espaces non boisés et de forêts naturelles. Les critiques faites à leur rencontre doivent être considérées. Néanmoins, les travaux scientifiques montrent que ces impacts peuvent être moindres en fonction des caractéristiques des régions, et lorsque les plantations sont pensées en rationalisant l'usage des ressources. Par ailleurs, outre l'impact positif que ces plantations peuvent avoir sur la séquestration de carbone, sur le pôle de Carajas elles pourraient contribuer à la diminution de la pression exercée sur les forêts naturelles en fournissant à court terme une source de biomasse alternative pour la production du charbon de bois. Une analyse des expériences en cours sur le pôle de Carajas permet d'évaluer le potentiel de productivité des plantations d'eucalyptus.

2.3.4. Optimiser la productivité des plantations d'eucalyptus sur le pôle de Carajas : quelles recommandations ?

La gestion durable des plantations forestières nécessite une connaissance précise de la ressource et des prévisions fiables de production pour les années à venir. Ces informations sont indispensables pour dimensionner les infrastructures (routes, tracteurs, main-d'œuvre, usines, etc.) au potentiel de production et modifier la sylviculture lorsque la croissance des arbres s'avère inférieure aux prévisions. Dans les régions tropicales, les facteurs abiotiques qui influencent le plus la production forestière sont l'eau et les nutriments (Landsberg et Gower, 1997 ; Stape, 2002 ; Barros et Comerford, 2002). Pour un matériel génétique donné, la production maximale est atteinte lorsque la disponibilité de ces deux facteurs est non limitante. Ainsi, connaissant les besoins hydriques et nutritionnels de la culture, la production potentielle peut être prévue dans une région déterminée. Il est possible de quantifier ce potentiel de production en utilisant des modèles de croissance basés sur des processus écophysologiques. Dans cette étude, c'est le modèle 3-PG (*Physiological Principles in Predicting Growth*)²⁷, basé sur l'efficacité d'utilisation des radiations solaires et de l'eau et d'allocation du carbone, qui a été utilisé.

²⁷ Ce modèle, développé pour estimer la productivité de peuplements forestiers équiennes et monospécifiques, peut être considéré comme un modèle hybride qui incorpore des relations empiriques obtenues à partir de mesures expérimentales et des processus physiologiques utilisés dans des modèles de bilan carbone. Ce modèle permet la prise en compte de processus physiologiques complexes tout en diminuant le nombre de variables d'entrée, et il peut être utilisé comme outil d'aménagement (Landsberg et Waring, 1997 ; Landsberg *et al.*, 2003).

Ce modèle permet de prévoir l'impact des facteurs abiotiques (radiation solaire, température, eau et nutriments) sur le potentiel de production et, par conséquent, sur la durabilité des plantations²⁸. Il faut souligner que les estimations fournies par le modèle 3-PG sont sensibles à différents facteurs qui doivent être précisément calibrés pour la zone d'étude. Nous avons donc ajusté les paramètres aux conditions spécifiques du milieu, puis nous avons validé les résultats obtenus en les comparant aux valeurs estimées par le modèle. Cette démarche a été réalisée en collaboration avec une entreprise de l'État du Para, pionnière dans l'introduction de l'eucalyptus à finalité énergétique (Bouillet *et al.*, 2010). La paramétrisation réalisée à partir des caractéristiques des plantations de cette entreprise (*Eucalyptus Urophylla* et *Eucalyptus Pellita*) de la région de Breu Branco montre que les estimations réalisées avec notre modèle ajusté s'accordent avec les mesures de croissance observées dans cette région (Bouillet *et al.*, 2010).

Les estimations fournies par ce modèle ont permis de réaliser des simulations à partir de scénarios contrastés de disponibilité de facteurs de production (eau et nutriments). On a pu ensuite évaluer l'impact de ces scénarios sur le potentiel productif des plantations d'eucalyptus et tester la sensibilité du modèle aux variations de certains facteurs de production. Les résultats sont présentés dans les graphiques 7 et 8.

Une faible disponibilité en nutriments²⁹ limite la production d'environ 70 m³/ha en fin de rotation. Des fertilisations soutenues (soit un apport de 50 kg de phosphate par hectare lors de l'implantation, 200 kg de potassium par hectare - en deux applications, lors de l'implantation puis 6 mois après -, 100 kg de nitrogène par hectare - en deux applications, lors de l'implantation puis 6 mois après) permettraient une augmentation de la productivité de l'ordre de 60 m³/ha, par rapport aux pratiques culturales observées dans la région de Breu Branco. La gestion forestière conditionne fortement la production de ces plantations. De plus, malgré une forte pluviométrie annuelle, la disponibilité hydrique est le principal facteur limitant la croissance des eucalyptus : la saison sèche du Breu Branco est très marquée. Dans le cas d'un scénario comparant la productivité en fonction des précipitations observées et des précipitations nulles lors de la saison sèche de 6 mois (voir tableau 8 pour les précipitations), les estimations montrent une augmentation de seulement 34 m³/ha. Cependant, lorsque les conditions sont considérées comme non limitantes en eau et en fertilité, avec des précipitations constantes tout au long de l'année (200 mm/mois), cette augmentation est supérieure à 105 m³/ha comparée aux précipitations réelles, et de 140 m³/ha comparée au scénario où le déficit hydrique est aggravé (Bouillet *et al.*, 2010). Une distribution des pluies plus régulière durant l'année a ainsi un effet positif plus marqué sur les estimations de croissance obtenues par le modèle qu'une précipitation totale plus importante.

Tableau 8. Précipitations mensuelles observées et simulées dans les scénarios

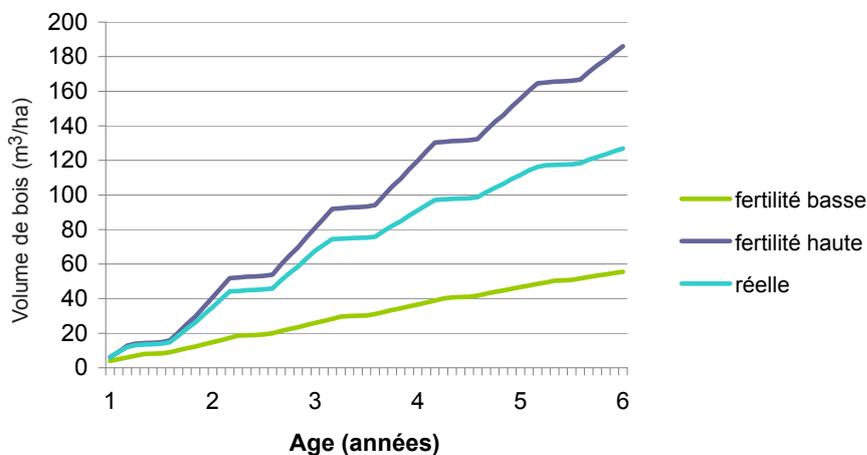
	Janvier	Février	Mars	Avril	Mai	Juin	Juillet	Aout	Sept.	Oct.	Nov.	Déc.
Réelles	336	414	472	434	240	63	38	20	27	48	99	192
0 pendant 6 mois	336	414	472	434	240	0	0	0	0	0	0	192
200 mm/mois	200	200	200	200	200	200	200	200	200	200	200	200

Source : Bouillet *et al.*, 2010.

²⁸ La performance du 3-PG pour estimer la productivité de forêts commerciales a été évaluée dans divers pays. Au Brésil, ces performances ont été évaluées à partir des données de plantations commerciales d'eucalyptus situées dans les États de Bahia (Stape, 2002 ; Stape *et al.*, 2004), Espírito Santo (Almeida *et al.*, 2003 ; Almeida *et al.*, 2004a et 2004b), dans les régions Centre-Est du Minas Gerais (Silva, 2006), Centre (Curvelo) et Nord (Itacambira) du Minas Gerais (Borges 2009), et dans la région Sud-Ouest de l'Etat de Mato Grosso pour le teck (Behling, 2009).

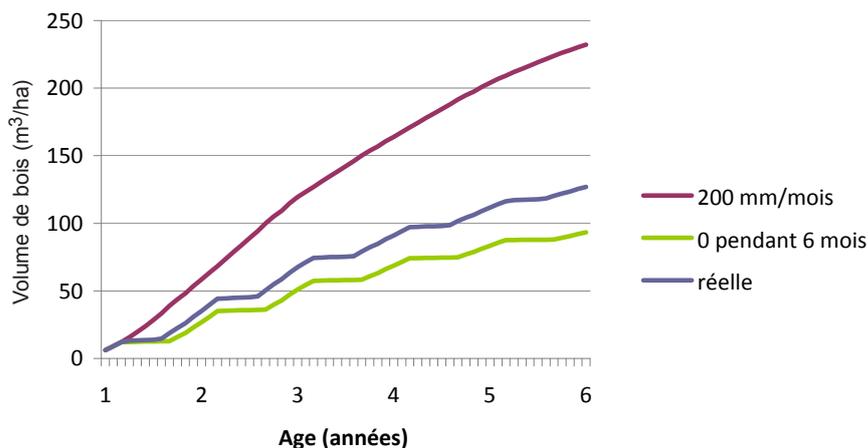
²⁹ Les analyses des parcelles montrent que leurs sols sont pauvres en éléments nutritifs, avec des teneurs très faibles en matière organique. Ces faibles teneurs sont dues aux pratiques culturales de l'entreprise qui, en pratiquant un désherbage mécanique jusqu'à l'âge de trois ans, favorise la décomposition de la matière organique. Les faibles teneurs en éléments minéraux du sol traduisent les apports relativement faibles de fertilisants dans ces parcelles (Bouillet *et al.*, 2010).

Graphique 7 - Simulation de scénarios de fertilité du sol sur le volume ligneux : 3-PG paramétré pour le clone *Eucalyptus Urophylla* (Breu Branco)



Source : élaboré par les auteurs.

Graphique 8 - Simulation de scénarios de disponibilité hydrique (3-PG paramétré pour le clone *Eucalyptus Urophylla*, Breu Branco)



Source : élaboré par les auteurs.

La distribution des pluies et la compétition avec les plantes adventices pour le prélèvement des éléments nutritifs influencent considérablement la production des plantations commerciales dans cette zone. Bien que la pluviométrie varie peu dans un rayon de 300 km autour du pôle de Carajas, les entreprises devraient privilégier pour les futures plantations les zones où la saison sèche est la moins marquée. Les simulations réalisées avec le modèle 3-PG ont montré également que la sylviculture a un impact considérable sur la production dans cette région. Certaines interventions sont essentielles pour assurer la bonne

gestion de ces plantations et, parmi elles, le sous-solage avant plantation en sol argileux ou lorsqu'une couche de sol superficielle empêche le développement racinaire en profondeur. D'autre part, des passages réguliers et raisonnés d'herbicides assurent un contrôle efficace du sous-bois herbacé et ligneux très envahissant dans cette région, et évitent une compétition avec les arbres pour l'eau et les éléments nutritifs. Enfin, des fertilisations suffisantes en N, P, K et calcaire dolomitique sont indispensables pour compenser les très faibles réserves minérales dans ces sols fortement altérés.

La région de Marabá semble apte à la production de charbon de bois à partir d'eucalyptus pour l'alimentation du pôle sidérurgique de Carajas, et ceci avec de potentiels gains de productivité. Des études complémentaires seraient toutefois nécessaires afin d'affiner les

recommandations techniques pour chaque zone de plantation, d'évaluer les itinéraires techniques permettant de contrôler la compétition avec le sous-bois herbacé et ligneux, et de maintenir la fertilité, sans un recours trop important aux intrants chimiques.

2.4. L'analyse du cycle de vie de différents scénarios de production de charbon de bois

Une ACV a été réalisée afin d'évaluer le bilan écologique de différents scénarios de production de charbon de bois (Pires *et al.*, 2010). Ce type d'analyse a pour intérêt de prendre en considération les potentiels effets directs et indirects de la filière sur l'environnement, par exemple en intégrant la consommation d'intrants (carburants, engrais chimiques, etc.) tout au long de la filière et son effet potentiel sur le réchauffement, l'écotoxicité terrestre et la toxicité humaine.

Le scénario de référence utilisé pour cette analyse correspond à la réalité du pôle de Carajas. Selon ce scénario, pour une production de 1 000 kg de charbon de bois, 80 % de la biomasse vient de résidus de scieries de source inconnue, 5 % de résidus d'exploitation durable de forêts naturelles, 5 % de plantations d'eucalyptus et 10 % du marché local de bois. Toute la biomasse est carbonisée dans des fours en demi-orange. Le graphique 9 présente les résultats. Ce scénario est émetteur de CO₂, principalement lors de la carbonisation et du fait de l'utilisation de dérivés de pétrole (notamment pour le transport). Il faut souligner que les émissions en CO₂ sont probablement sous-estimées car on ne tient pas compte des émissions liées à la déforestation des surfaces qui ont fourni la biomasse aux scieries ou au marché local. Il est en effet difficile de tracer le devenir de l'ensemble de ces surfaces et donc risqué d'en évaluer avec précision le bilan carbone.

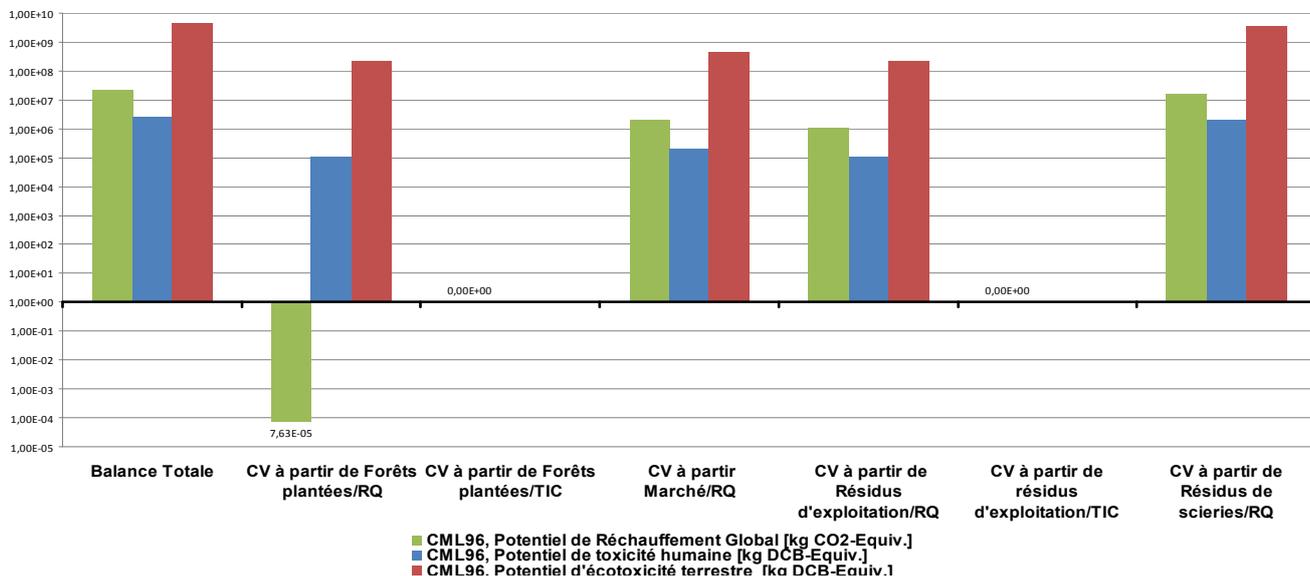
Le graphique 9 présente le bilan global du scénario de référence pour les trois indicateurs retenus et le bilan pour chaque source de biomasse composant ce scénario (forêts plantées, marché local du bois, résidus d'exploitation

durable de forêts naturelles et résidus de scieries). Même si elles permettent de séquestrer du CO₂, l'impact des plantations d'eucalyptus sur l'écotoxicité terrestre et la toxicité humaine n'est pas négligeable du fait de l'utilisation de produits dérivés du pétrole, de produits phytosanitaires et de diesel à différents moments du processus de production. Le long de la filière, c'est le processus de carbonisation qui a le plus d'impacts négatifs sur les trois catégories d'indicateurs utilisés (Pires *et al.*, 2010).

Quatre scénarios alternatifs ont ensuite été analysés pour comparer leurs impacts environnementaux :

- un scénario où la production de biomasse provient à 87 % de résidus d'exploitation forestière de faible impact et à 13 % de résidus de scieries. La carbonisation est réalisée par des fours en demi-orange ;
- un scénario où l'ensemble de la biomasse vient de plantations d'eucalyptus. La carbonisation reste réalisée par des fours en demi-orange ;
- un scénario où la production de biomasse provient à 87 % de résidus d'exploitation forestière de faible impact et à 13 % de résidus de scieries. La carbonisation est réalisée exclusivement *via* des technologies industrielles (TIC - rendement gravimétrique de 35 %) ;
- un scénario « technologique » où la production de biomasse provient à 100 % de plantations d'eucalyptus. La carbonisation est réalisée exclusivement *via* des TIC (rendement gravimétrique de 35 %).

Graphique 9 - Impacts environnementaux de la production de charbon de bois dans le scénario de référence (système CML96)³⁰



RQ : rabo-queute ou four traditionnel en demi-orange / TIC : technologie améliorée de carbonisation.

Source : élaboré par les auteurs.

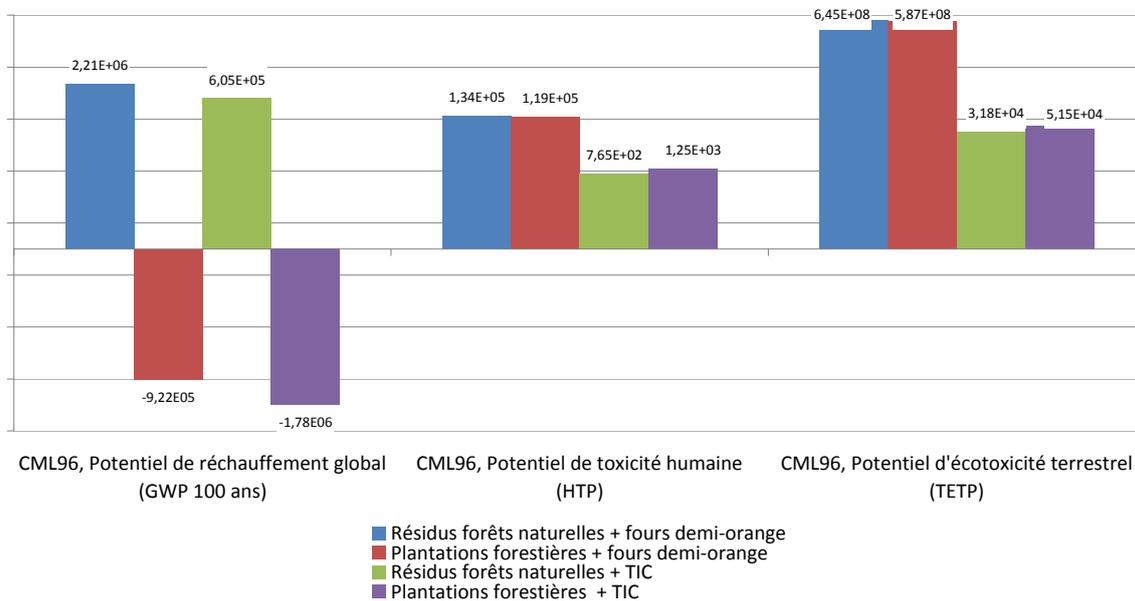
Le graphique 10 permet de comparer chaque scénario selon leur impact environnemental. Une réduction significative des impacts négatifs environnementaux est atteinte avec le scénario technologique, dont le potentiel de séquestration de CO₂ permet une réduction de ces émissions³¹. C'est d'abord le passage à des plantations

forestières qui permet de diminuer de manière significative l'impact potentiel de la filière sur le changement climatique, et ensuite le passage à des technologies de carbonisation plus efficaces. Ce dernier permet principalement de réduire les impacts sur la toxicité humaine et l'écotoxicité terrestre.

³⁰ La valeur du PRG (potentiel de réchauffement global) pour le schéma plantations d'eucalyptus/four en demi-orange est de -7,63 E05, valeur négative non représentable sur l'échelle logarithmique du graphique.

³¹ Il faut rappeler que ce résultat ne tient pas compte des émissions possibles dans le cas où la parcelle plantée vient d'être déforestée. On suppose que les plantations sont mises en place sur des terres éligibles aux marchés carbone, donc déforestées depuis au moins 10 ans (marchés volontaires) ou 20 ans (MDP).

Graphique 10 - Comparaison des impacts environnementaux de quatre scénarios de production de charbon de bois (système CML96 - 1 000 m³ de charbon)³²



Source : élaboré par les auteurs.

Cette analyse écologique a mis en évidence des scénarios alternatifs de production de charbon de bois visant à améliorer les performances environnementales du secteur à Carajas. Elle peut être à présent complétée par une

analyse économique, juridiques et organisationnelle évaluant les possibles freins à l'adoption de certaines alternatives de production de biomasse et de carbonisation.

³² La valeur du PRG pour le scénario « plantations forestières et four en demi-orange » est de -9,22 E05, et pour le scénario technologique de -1,78 E06, valeurs négatives non représentables sur l'échelle logarithmique du graphique.

3. Enjeux économiques, organisationnels et législation environnementale : quels freins au développement de scénarios alternatifs pour la filière charbon de bois en Amazonie ?

3.1. Analyse économique de scénarios alternatifs de production de charbon de bois

3.1.1. Coût des différents systèmes de production de charbon de bois

Le coût de production du charbon de bois est une donnée importante puisque, selon Monteiro (2006), il représente 50 % du coût total de production de la fonte. Le tableau 9 présente l'évaluation du coût de production du charbon de bois dans le scénario de référence (biomasse d'impact non connu – four en demi-orange) et dans les scénarios alternatifs sélectionnés. Chaque scénario regroupe une source de production de biomasse et une technologie de carbonisation. L'ensemble des coûts – production, collecte, transport, terrain et amortissement des équipements

employés – sont intégrés dans cette évaluation. Le détail de l'évaluation et des données collectées peut être consulté dans l'étude de Morello et Piketty (2010).

Dans le cas de la biomasse cultivée améliorée, le coût est évalué en fonction du pourcentage de réserve légale. En effet, chaque propriété a l'obligation légale de conserver 80 % de sa superficie en réserve forestière (voir 3.2.). Ceci implique que, pour chaque hectare d'eucalyptus planté, 4 ha doivent rejoindre la réserve légale de la propriété. Dans certaines régions, il est possible de ne conserver que 50 % de la propriété en réserve légale, c'est pourquoi les deux possibilités ont été incluses.

Tableau 9. Coût du charbon de bois dans le scénario de référence et les alternatives étudiées (en BRL/t)

Biomasse / carbonisation	Base : demi-orange	Alternative : <i>Mineirinho</i>	Alternative : <i>Missouri</i>	Alternative : métallique
Forestière, impact inconnu	474	X	X	X
Forestière à faible impact	696	639	non adapté	440
Cultivée réaliste	726	X	X	X
Cultivée améliorée (réserve légale : 80 %)	634	595	451	387
Cultivée améliorée (réserve légale : 50 %)	599	567	428	367

Source : Morello et Piketty, 2010.

Tableau 10. Coût de production et coût total des biomasses cultivée et forestière³³

Origine de la biomasse	Modèle	Coût de production de la biomasse (BRL/m ³)	Coût de production de la biomasse + droit d'usage de la terre (BRL/m ³)	
			Réserve légale de 80 %	Réserve légale de 50 %
Forestière	Résidus de source inconnue (base)	47	47	47
Forestière	Résidus d'exploitation de faible impact	63	65	65
Cultivée	Système réaliste	47	54	50
Cultivée	Système amélioré	39	45	42

Source : Morello et Piketty, 2010.

Le recours à des sources de biomasse alternatives conduit à augmenter le coût de production de charbon de bois si aucune modification n'est faite dans la technologie de carbonisation (tableau 9). Ceci est en partie dû au fait que le rendement gravimétrique des fours en demi-orange conduit à une sur-utilisation de la biomasse, dont le coût de production est parfois plus élevé dans les alternatives proposées (tableau 10).

Pour l'entreprise, le différentiel de coût peut être assimilé au coût de gestion des contestations environnementales, qui tend à diminuer dès lors que le recours à des sources alternatives de biomasse prouve que le secteur n'est plus nécessairement responsable de la déforestation et de la dégradation des forêts dans la région.

Dès lors que des technologies de carbonisation plus efficaces sont employées, on observe une diminution des coûts de production. L'emploi de fours de type Missouri ou métallique permet même de réduire le coût de production à un niveau inférieur à celui du scénario de référence. Ainsi, il est possible de diminuer les impacts environnementaux de la production de charbon de bois sans remettre en cause la compétitivité économique du secteur. Il faut noter néanmoins que l'utilisation de fours Missouri et métallique suppose une certaine échelle de production qui n'est pas accessible à toutes les entreprises.

3.1.2. Les investissements nécessaires pour la mise en place de ces scénarios

Au-delà du coût de production, indicateur statique de la compétitivité, la mise en place de scénarios alternatifs de production de charbon de bois nécessite des investissements initiaux en équipements (notamment des fours) et en méthodes (développement de modes de

production de biomasse plus coûteux) qui sont supérieurs aux besoins actuels de la filière. Dans ce contexte, il est utile d'évaluer le montant de ces investissements et les moyens potentiels pour viabiliser la transition des entreprises vers des filières d'approvisionnement de plus faible impact environnemental.

Pour cette évaluation, il est nécessaire de définir une situation de départ, *business-as-usual* (BAU) proche de la réalité observée sur le pôle et un objectif donné de transition.

On suppose qu'avant la transition envisagée :

- toutes les UPC qui alimentent l'usine sidérurgique sont intégrées³⁴ ;
- l'usine dispose de plantations d'eucalyptus dont le premier cycle de coupe commence en 2010. Les entreprises de Carajas ont déjà commencé à mettre en place des plantations d'eucalyptus pour leur approvisionnement en charbon de bois (tableau 3) ;
- le cycle de croissance de ces plantations est de 7 ans et leur productivité de 200 m³/ha (système réaliste) ;
- la carbonisation se fait exclusivement par des fours en demi-orange ;
- toute la biomasse utilisée (avant 2010) pour satisfaire les besoins en charbon de bois est d'impact inconnu.

³³ Ce tableau n'inclut pas le coût de transformation du bois lorsqu'il doit être adapté aux dimensions du four de carbonisation, ce qui est le cas notamment de la biomasse cultivée quand elle est carbonisée dans des fours en demi-orange ou *Mineirinho*. Ce coût additionnel dépendant de la technologie de carbonisation utilisée, il est donc traité à part.

³⁴ Bien que, comme nous l'avons montré, cette configuration n'est pas réellement représentative de l'ensemble de la filière et conduit probablement à sous-estimer les investissements nécessaires (en négligeant en particulier les coûts de transaction entre acteurs). Cependant, il n'était pas possible, sans multiplier les hypothèses, d'analyser le cas – plus complexe – d'UPC non intégrée.

Les objectifs du programme d'investissement sont les suivants :

- atteindre, en 2016, à partir de plantations d'eucalyptus, une capacité de production de charbon de bois équivalente à 50 % de la consommation de l'usine, en plantant la surface additionnelle nécessaire ;
- mettre en place un système de culture amélioré sur l'ensemble des plantations (anciennes et nouvelles) afin d'atteindre une productivité forestière de 250 m³/ha³⁵ ;
- avoir recours, dès le début du programme, à de la biomasse forestière de faible impact pour satisfaire la demande en charbon de bois non couverte par la biomasse cultivée. L'utilisation de biomasse forestière d'impact non connu est réduite à zéro dès 2010 ;
- remplacer les fours en demi-orange par des fours de type *Mineirinho* pour la carbonisation de la biomasse forestière, en achetant dès 2010 autant de fours que nécessaire ;
- remplacer les fours en demi-orange par des fours de type Missouri pour la carbonisation de la biomasse cultivée, en achetant, en 2010, autant de fours que nécessaire pour la biomasse des plantations existantes, et, en 2016, autant de fours que nécessaire pour la biomasse des nouvelles plantations.

À partir de ces éléments, il est possible d'évaluer les dépenses supplémentaires que le programme d'investissement supposerait par rapport au maintien de BAU où rien ne change. Le niveau de production et les surfaces plantées en eucalyptus différant considérablement entre les entreprises du pôle de Carajas, l'analyse a été faite séparément pour deux types d'entreprises (tableau 11).

Tableau 11. Comparaison des investissements nécessaires pour la mise en œuvre d'un programme d'amélioration des performances environnementales de l'approvisionnement en charbon de bois

Années		2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017
Phases		Phase d'installation de l'investissement							Phase d'opération
Investissement annuel BAU (10 ⁶ BRL/an)	Entreprises sidérurgiques ayant une capacité de production < 200 000 t de fonte (FG)/an	50,0	50,0	50,0	50,0	50,0	50,0	50,0	50,0
	Entreprises sidérurgiques ayant une capacité de production > 200 000 t de fonte (FG)/an	133,5	133,5	133,5	133,5	133,5	133,5	133,5	133,5
Investissement annuel Scénario alternatif (10 ⁶ BRL/an)	Entreprises sidérurgiques ayant une capacité de production < 200 000 t de fonte (FG)/an	72,0	62,3	62,5	62,8	62,9	63,1	59,9	49,6
	Entreprises sidérurgiques ayant une capacité de production > 200 000 t de fonte (FG)/an	170,3	141,5	141,7	141,9	142,1	142,2	154,0	128,9

³⁵ Les résultats obtenus avec le modèle 3-PG dans la région montrent que c'est une productivité facilement envisageable. L'itinéraire de production proposé repose sur un usage plus élevé des intrants, dans des proportions raisonnables toutefois. Cet usage ne devrait pas avoir d'impacts environnementaux additionnels, vu la très grande capacité des eucalyptus à recycler les éléments minéraux, et en particulier à limiter au maximum les pertes par drainage profond. Le point essentiel de l'itinéraire technique reste l'entretien, qui doit être fait à temps pour limiter les adventices (Bouillet *et al.*, 2010 ; Morello et Piketty, 2010).

50 % des entreprises associées à l'Asibras ont une capacité de production de fonte inférieure à 200 000 t/an. La moyenne de leurs surfaces plantées en eucalyptus était, en novembre 2009, de 4 975 ha, arrondis à 5 000 ha. Le niveau moyen de production de fonte pour ce type d'entreprise est de 136 672 t de fonte/an (Asibras, 2006, 2007 et 2008). Les 50 % restants des entreprises associées à l'Asibras ont une capacité de production de fonte supérieure à 200 000 t/an) et leur niveau de production moyen est de 365 167 t de fonte/an. Selon les données de l'Asibras, la moyenne de leurs surfaces plantées en novembre 2009 était de 20 000 ha.

Le montant total à investir durant la phase d'installation est de 95,7 M BRL pour les petites entreprises et de 98,7 M BRL pour les grandes. Pour les grandes entreprises, les dépenses d'implantation du programme d'amélioration peuvent être couvertes par les économies réalisées durant la phase d'opération, soit 22 ans après la phase d'installation (28 après le début du projet). Dans le cas d'une réserve légale de 50 %, cet intervalle est ramené à 18 ans.

Par contre, les entreprises plus petites ne parviennent pas à récupérer leur investissement sur une période

acceptable, notamment car elles disposent en moyenne d'une surface initiale peu élevée en plantations et peinent à couvrir 50 % des besoins en charbon de bois par de la biomasse d'eucalyptus.

Si un crédit peut être mis en place pour couvrir les dépenses d'installation, les entreprises plus grandes seront en mesure d'adopter le programme proposé. Par exemple, un crédit de 50 M BRL financerait la moitié des dépenses nécessaires et, dès 2017, ces entreprises pourraient commencer à le rembourser, sur la base de parcelles annuelles d'au maximum 4,6 M BRL, en 10 à 15 ans.

3.1.3. Le potentiel des marchés carbone pour faciliter la transition

Les mécanismes financiers liés aux marchés du carbone peuvent représenter un levier économique susceptible de favoriser la mise en place d'une filière d'approvisionnement durable en charbon de bois sur le pôle de Carajas. Ces mécanismes entrent dans le cadre des marchés d'engagement (MDP) ou des marchés volontaires (*Voluntary Carbon Standard - VCS* -, *CarbonFix*, *Chicago Climate Exchange - CCX* -, etc.).

Encadré 1. Marchés d'engagement, MDP et marchés volontaires

Marchés d'engagement

Des accords internationaux ou des politiques nationales contraignent des pays ou des acteurs économiques à réduire leurs émissions de GES et leur donnent la possibilité d'échanger des droits d'émissions. Par exemple, un acteur qui doit réduire ses émissions à 100 t d'eq-CO₂ mais ne parvient à les réduire qu'à 105 t d'eq-CO₂ peut acheter cinq permis d'émissions à un acteur qui a pu réduire plus que son propre objectif. Les systèmes de marchés de permis d'émissions sont régis par le protocole de Kyoto, et sont accessibles aux pays ou continents l'ayant ratifié (Canada, Japon, Royaume-Uni et Union européenne) et à certains pays en dehors du protocole (Australie et États-Unis).

Le protocole de Kyoto prévoit des engagements de réduction pour certains pays (listés dans l'annexe I du protocole) et des mécanismes de flexibilité. Chaque pays de l'annexe I ayant ratifié le protocole reçoit une allocation initiale de permis correspondant à son engagement de réduction. Les permis sont détenus par les gouvernements des pays du Nord qui peuvent se les échanger. Deux mécanismes de flexibilité permettent d'initier des projets : la mise en œuvre conjointe (MOC) et le mécanisme pour un développement propre (MDP). Ces projets génèrent des crédits, proportionnellement à leur contribution à l'atténuation du changement climatique, qui peuvent être vendus à des pays de l'annexe I. Les trois segments de marché créés par Kyoto sont entrés en activité au début de la première période d'engagement (2008).

Marchés volontaires

Sur les marchés volontaires, des organisations ou des individus cherchent à acheter des crédits « carbone » pour compenser leurs émissions, pour des raisons éthiques ou d'image publique. Ces marchés sont caractérisés par une grande diversité d'acteurs (secteur privé, ONG, collectivités, etc.), de procédés et de types de certificats carbone (VCS, Plan Vivo, *CarbonFix*, CCX, CCBS, *Gold*, etc.).

Aux Etats-Unis, la bourse d'échanges de Chicago (CCX) regroupe des entreprises ayant décidé de réduire volontairement leurs émissions. Sur ce marché, les entreprises échangent des permis d'émissions et des crédits issus de projets.

Les marchés volontaires peuvent quelquefois être liés aux autres marchés. Par exemple, certaines compagnies proposant des compensations d'émissions, comme *Atmosfair* (www.atmosfair.de) et *MyClimate* (www.myclimate.org), achètent des crédits de projets MDP et les annulent pour qu'ils ne permettent pas d'autoriser des émissions par ailleurs. D'autres organisations telles que *TheCompensators** (www.thecompensators.org) permettent à des particuliers d'acheter des crédits sur le marché européen pour les annuler. Les crédits achetés par ces particuliers réduisent la quantité d'émissions totales autorisées pour les entreprises sur le marché réglementé.

Le projet Plantar SA est une référence en la matière car ses concepteurs explorent depuis une décade les activités du secteur de la sidérurgie susceptibles d'être certifiées dans le cadre de ces marchés. Il a donc servi de point de départ pour analyser les possibilités méthodologiques de projets sur le pôle de Carajas. Dans ce cas, ce sont les activités de boisement et de reboisement (AR) et les activités d'efficacité énergétique (amélioration de la carbonisation) qui se sont révélées valorisables dans le cadre des marchés du carbone (Dufour, 2010).

Dans un premier temps, une estimation des surfaces du pôle de Carajas éligibles pour des projets carbone de ces deux types a été réalisée à partir de l'analyse spatiale d'images satellitaires, associées aux données cartographiques existantes (Durieux *et al.*, 2010). Les informations ainsi obtenues permettent de mettre à disposition des opérateurs des produits cartographiques avancés qui donnent une vue d'ensemble des étendues éligibles au marché carbone dans la région, et les hiérarchisent en fonction de leur aptitude agronomique à supporter des plantations d'espèces arborées destinées à la production de charbon de bois.

Cette analyse montre qu'environ 9,4 M ha seraient éligibles dans le cadre du MDP – terres déforestées depuis plus de 20 ans –, dans les États du Maranhão, du Para et du Tocantins, et 25,2 M ha dans le cadre des marchés volontaires – terres déforestées depuis au moins 10 ans –

(Durieux *et al.*, 2010 et tableau 12). Or, d'après la production sidérurgique de l'ensemble des entreprises du pôle de Carajas (voir 2.3.), entre 470 000 et 690 000 ha de plantations d'eucalyptus seraient nécessaires pour assurer les besoins énergétiques de leurs activités (ou entre 390 000 et 2 000 000 ha pour des plantations d'espèces natives). En considérant qu'en Amazonie, une réserve légale boisée doit être conservée sur toute propriété (80 % de sa superficie totale), entre 2,3 et 3,4 M ha seraient nécessaires aux entreprises du pôle de Carajas pour assurer leurs besoins énergétiques sur la base de plantations d'eucalyptus, sachant que 80 % de cette surface devrait être soit recomposée soit conservée en forêt naturelle.

Bien que l'ensemble des terres déboisées et éligibles dans le cadre des marchés du carbone représente apparemment une superficie importante, il faut considérer le fait que l'ensemble de ces terres n'est pas utilisable pour des plantations forestières. En effet, parmi les terres éligibles (tableau 12), certaines présentent des contraintes agro-écologiques (pente, pluviométrie actuelle/future) ou légales (présence d'aires de protection permanentes, de réserves indigènes, d'unités de conservation) qui réduisent ce potentiel. Suivant les zones, cette réduction peut varier de 30 % (marché volontaire) à 50 % (marché MDP) avec des moyennes régionales respectives de 32 % et de 42 % (Durieux *et al.*, 2010). Ceci ramène donc le potentiel de

terres utilisables pour des projets carbone à 5,5 M ha (marché MDP) et 17,2 M ha (marché volontaire), ce qui reste bien supérieur aux besoins (cf. deux dernières colonnes du tableau 12).

Une analyse financière des différents projets de reboisement a été réalisée en étudiant le potentiel de reboisement d'une espèce native, le paricá, celui d'eucalyptus en monoculture et celui d'eucalyptus en système sylvo-pastoral (Dufour, 2010). Les hypothèses posées s'appuient sur les itinéraires techniques utilisés dans l'étude de Morello et Piketty (2010), notamment des

cycles de rotation courts (6 ou 7 ans) destinés à une production de type industrielle alimentant la demande en bois-énergie, et une surface de 1 000 ha pour chaque espèce (à titre comparatif).

Les plantations dédiées d'eucalyptus restent les plus rentables même si elles présentent les investissements les plus importants (tableau 13). En plus d'être plus productif que le paricá, l'eucalyptus représente un marché plus intéressant avec un prix de vente de 102,82 BRL/m³, tandis que celui du paricá est de 67,30 BRL/m³.

Tableau 12. Surfaces éligibles dans le cadre des marchés du carbone pour les AR en tenant en compte des contraintes agronomiques régionales (/C)

Surfaces éligibles (ha)	MDP	Volontaire	MDP/C	Volontaire/C
Maranhão	2 558 700	5 993 000	1 509 633	4 075 240
Para	5 371 000	16 348 600	3 168 890	11 117 048
Tocantins	1 481 500	2 900 400	874 085	1 972 272
Total	9 411 200	25 242 000	5 552 608	17 164 560

Source : Durieux et al., 2010.

Tableau 13. Résultats financiers de quatre alternatives d'usage du sol pour la production de bois-énergie (en BRL)

Espèces natives	Sans carbone	MDP	Volontaire
VAN coûts	18 066 755	18 385 661	18 324 765
VAN recettes	9 867 365	10 884 718	10 558 881
TIR	NA	0,66 %	NA
Rente carbone		9,35 %	6,55 %
Sylvo-pastoral (avec eucalyptus)	Sans carbone	MDP	Volontaire
VAN coûts	12 361 532	12 680 438	12 619 543
VAN recettes	11 394 551	12 342 092	12 037 497
TIR	6,31 %	7,98 %	7,14 %
Rente carbone		7,68 %	5,34 %
Eucalyptus	Sans carbone	MDP	Volontaire
VAN coûts	10 540 323	10 859 229	10 798 333
VAN recettes	22 416 961	24 315 991	23 945 156
TIR	24,76 %	25,98 %	26,51 %
Rente carbone		7,81 %	6,38 %
Sylvo-pastoral (avec espèces natives)	Sans carbone	MDP	Volontaire
VAN coûts	11 715 518	12 034 424	11 973 528
VAN recettes	9 544 420	10 491 961	10 187 366
TIR	2,49 %	4,84 %	3,47 %
Rente carbone		9,03 %	6,31 %

VAN : valeur actualisée nette / TIR : taux de rentabilité interne.

Source : Dufour, 2010.

Ces résultats permettent d'esquisser les conclusions suivantes :

- la rente du carbone représente moins, voire bien moins, de 10 % des revenus globaux des diverses activités si l'on compare les valeurs actualisées nettes (VAN) de recettes sans composante carbone par rapport aux VAN qui l'intègrent (MDP ou volontaire) ;
- dans le contexte des activités proposées dans la zone d'étude, le standard MDP serait à privilégier. Le taux de rentabilité interne (TIR) y est plus élevé qu'avec le standard volontaire, sauf pour les plantations dédiées d'eucalyptus. Pour ces plantations, seul le bilan net des absorptions est crédité. Or, les plantations à but énergétique sont récoltées dans leur intégralité. Par conséquent, même si elles stockent du carbone, celui-ci disparaît lors des récoltes et n'est donc pas crédité. Avec le standard MDP, ceci n'a pas d'impact puisque les crédits tCERs (*temporary certified emission reductions*) sont valides environ 5 ans, puis crédités à nouveau dans leur intégralité au moment d'une vérification ultérieure, si tant est que le bois est encore sur pied. Par contre, pour les standards volontaires (crédits VCU - *Voluntary Carbon Units*), les crédits alloués sont permanents, et seul le *pool* de carbone sur pied en permanence peut être crédité. Le nombre de crédits générés dans le cadre d'un standard permanent est donc plus faible (Chenost *et al.*, 2010) ;
- le sylvo-pastoralisme avec eucalyptus représente une activité plus rentable économiquement que des plantations d'essences natives, même plantées en densité plus élevée, du moins pour le paricá. En revanche, des systèmes sylvo-pastoraux avec essences natives font baisser drastiquement les TIR par rapport aux systèmes sylvo-pastoraux avec eucalyptus : de 7,14 % (volontaire) et 7,98 % (MDP), ils passent à 3,47 % (volontaire) et 4,84 % (MDP), notamment en raison de la plus faible croissance de ces essences et surtout de leur plus faible densité intrinsèque (Dufour, 2010). Ainsi, si d'autres essences

natives étaient utilisées, il conviendrait de sélectionner celles dont la densité se rapproche le plus de celle de l'eucalyptus ;

- pour les plantations natives, le levier MDP prend tout son sens. En effet, sans la rente carbone le projet n'est pas viable économiquement (pas de TIR calculable) en raison du coût très élevé des plants et du prix de vente très modéré du bois de paricá. Si les crédits du marché volontaire ne compensent pas ce fait, une valorisation dans le cadre du MDP permettrait de passer le seuil de viabilité économique pour les plantations de paricá ;
- l'analyse de sensibilité des différents paramètres montre que deux d'entre eux influent de manière prépondérante sur les résultats économiques des diverses activités : l'accroissement en volume des essences utilisées, et le prix des plants qui peut être très variable (Bolsa Florestal, 2011). En revanche, contre toute attente, l'économie d'échelle ne joue pas un rôle majeur. Les programmes d'amélioration génétique des essences natives, qui ont un impact direct sur l'accroissement et un impact indirect sur le prix de vente des plants, peuvent avoir un effet levier positif supplémentaire sur les activités sylvo-pastorales et sur les plantations dédiées avec essences natives.

La mise en place de technologies de carbonisation plus efficaces permet de réduire les émissions d'eq-CO₂ lors de la production de charbon de bois. Les réductions d'émissions dans les trois systèmes autres que le système en demi-orange (*rabo-quente*) sont exclusivement dues à la diminution de la consommation ou à l'augmentation du rendement gravimétrique des fours, lié au bois utilisé pour produire le charbon de bois. Ainsi, le système de référence en demi-orange émet près de 12 000 t d'eq-CO₂ pour une production annuelle de charbon de bois de 7 395 t. Les systèmes *Mineirinho*, Missouri et métallique émettent respectivement 9 423 t d'eq-CO₂, 6 986 t d'eq-CO₂ et 4 550 t d'eq-CO₂ (Dufour, 2010). Les réductions d'émission de GES correspondantes sont présentées dans le tableau 14 avec leurs résultats financiers.

Tableau 14. Résultats financiers des quatre alternatives de carbonisation pour la production de charbon de bois

	Référence : <i>rabo-quente</i>	Projet <i>Mineirinho</i>	Projet Missouri	Projet métallique
Années	7	7	7	7
Émissions réduites (t d'eq-CO2/an)	NA	2 436	4 873	7 309
VAN coûts (BRL)	1 161 140	3 730 668	1 597 839	1 172 160
VAN recettes (BRL)	13 214 860	13 214 860	13 214 860	13 214 860
VAN crédits MDP (BRL)	NA	222 583	445 166	667 750
VAN recettes globales MDP (BRL)	13 214 860	13 437 444	13 660 027	13 882 610
VAN recettes globales volontaires (BRL)	13 214 860	13 344 701	13 474 541	13 604 381
% de recette (MDP)	NA	1,66	3,26	4,81
% de recette (volontaire)	NA	0,97	1,93	2,86

VAN : valeur actualisée nette / TIR : taux de rentabilité interne.

Source : Dufour, 2010.

Ces résultats, qui présentent les coûts et les recettes des différentes activités de carbonisation en fonction de leur valorisation sur les marchés d'engagement MDP ou volontaire, soulèvent quelques faits remarquables :

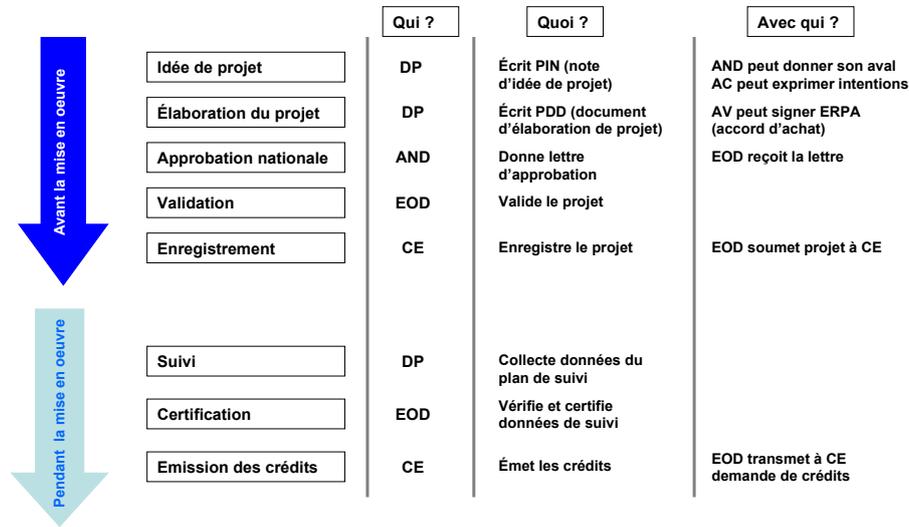
- tout comme les AR, le standard MDP est celui qui a l'effet de levier le plus important. C'est en effet le plus lucratif en termes de revenus carbone, comme le montre la VAN des crédits ;
- à l'instar des projets de boisement/reboisement, les crédits carbone potentiellement valorisables grâce à l'amélioration des activités de carbonisation ne représentent qu'une très faible partie des revenus globaux de chaque activité, toujours plus élevée sous le standard MDP en raison du prix de vente plus élevé des crédits (1,66 % des recettes pour le système *Mineirinho*, 3,26 % pour le système Missouri, et 4,81 % pour le système métallique) ;
- toutefois, les revenus de la rente carbone permettent de couvrir tout ou partie des coûts d'installation de technologies plus propres : pour les technologies *Mineirinho*, Missouri et métallique, ces coûts sont, pour une production de 7 395 t de charbon de bois, respectivement de 321 075 BRL, 445 670 BRL et 451 586 BRL (Dufour, 2010). Les coûts d'installation

des technologies Missouri ou métallique pourraient ainsi être entièrement couverts par la rente carbone ;

- de la même manière, l'effet levier de la valorisation carbone prend tout son sens si l'on compare les systèmes *rabo-quente* et Missouri, ou *rabo-quente* et métallique. En effet, la rente carbone issue d'une activité basée sur le système Missouri ou métallique permettraient de compenser les coûts du passage d'un système *rabo-quente* à un système Missouri ou métallique (Dufour, 2010).

Les projets de carbonisation dans le cadre des marchés du carbone semblent donc assez prometteurs. Toutefois, un élément technique critique est à prendre en compte. Du point de vue méthodologique, la mise en œuvre de tels projets d'amélioration de la carbonisation demande un suivi très fin des processus de production afin de vérifier précisément les réductions d'émissions prévues. En effet, les modalités du MDP et des standards volontaires imposent un suivi des mesures dont la marge d'erreur ne doit pas excéder les 10 %, à un niveau de confiance de 95 %. Cette marge est vérifiée par des organismes indépendants (entités opérationnelles désignées - EOD) au moment de la vérification de la réduction effective des émissions de GES (schéma 3).

Schéma 3 - Cycle des projets MDP



DP = Développeur de projet, AND = Autorité nationale désignée, EOD = Entité opérationnelle désignée, CE = Comité exécutif du MDF, AC = Acheteur de crédits

Source : Gardette et Locatelli, 2007.

La complexité des modalités des projets du standard MDP et de certains standards volontaires est illustrée par le nombre relativement faible de projets enregistrés dans le cadre de ces standards. La multiplicité des acteurs impliqués dans le processus de certification de projets carbone nécessite une transparence totale dans la mise en place et le suivi de ces projets. Or, un suivi précis et transparent peut s'avérer très délicat dans un secteur où la

production est très dispersée et les acteurs peu organisés, comme c'est le cas sur le pôle de Carajas.

Au-delà des considérations économiques, qui peuvent freiner les processus d'amélioration environnementale de la filière charbon de bois sur le pôle de Carajas, il existe d'autres freins, légaux et organisationnels, dont le rôle peut être déterminant.

3.2. Analyse économique de scénarios alternatifs de production de charbon de bois

3.2.1. La législation environnementale et son application en débat

Le cadre législatif fédéral et étatique brésilien impose, dans le domaine forestier, un certain nombre de règles d'usage du foncier. En particulier, chaque propriété doit posséder une réserve légale. Cette réserve doit représenter un pourcentage, variable selon les régions, de l'espace forestier susceptible d'être protégé dans une propriété, en dehors des espaces de préservation permanente généralement situés le long des cours d'eau.

Le code forestier exige ainsi un minimum de 80 % de réserve légale sur les propriétés rurales possédant des forêts en Amazonie légale, ce pourcentage pouvant être ramené à 50 % lorsqu'il existe un zonage écologique et économique et un zonage agricole – une cartographie fine des différents types de végétation, sols et terres agricoles permettant de définir la vocation possible des espaces. Lorsque les propriétés rurales sont situées dans des zones de *cerrado* en Amazonie légale, le pourcentage de réserve légale est de 35 %. Dans les autres écosystèmes et régions

du pays, ce pourcentage est de 20 % de l'ensemble de la propriété. Quand un propriétaire ne dispose pas de la proportion de réserve légale prévue par la loi, notamment parce qu'il a déforesté au-delà du pourcentage autorisé – cas fréquent sur le pôle de Carajas –, il doit, soit la recomposer, soit la compenser dans une autre région appartenant au même écosystème et dans le même micro-bassin (Vieira, 2009).

La reconstitution doit être faite par la plantation d'espèces natives selon les critères des organismes chargés de la gestion de l'environnement, tout en favorisant la régénération naturelle. En outre, la reconstitution peut être réalisée grâce à des plantations temporaires d'espèces exotiques pionnières visant à restaurer l'écosystème originel selon des critères techniques établis par le Conseil national de l'environnement (Conama). En d'autres termes, le paysage final (restauré) ne peut pas être composé d'espèces exotiques, mais leur présence dans les premières phases du processus de reboisement n'est pas exclue.

La réserve légale est un « *espace localisé à l'intérieur d'une propriété ou d'un terrain rural, mais hors de l'aire de préservation permanente, nécessaire à l'usage à long terme des ressources naturelles, à la conservation et la réhabilitation des processus écologiques, à la conservation de la biodiversité, et au refuge et à la protection d'une faune et d'une flore autochtones* » (article 1 - Loi n° 4.771/1965, intégrant les modifications de la mesure provisoire n° 2.166-67). Il est notamment interdit de faire des coupes rases, ou toute autre action engendrant une déforestation totale. D'autres activités, respectueuses de l'article 1, sont autorisées si elles se soumettent aux exigences légales. Ainsi, l'exploitation sélective des forêts et des formations dérivées d'exploitation, sous le régime de la gestion forestière durable (domaines publics ou privés), est permise mais dépend de l'approbation préalable d'un plan de gestion forestière durable (PMFS) délivrée par un organisme compétent du Système national de l'environnement – Sisnama – (article 19 - Loi n° 4.771/1965). Ce plan précise les fondements techniques et scientifiques qui doivent être respectés. De même, l'utilisation des résidus d'exploitation forestière est possible, mais elle aussi soumise à certaines

règles et préalablement approuvée par les mêmes organismes pour être légalement autorisée.

Selon les États, des modifications de ce cadre législatif fédéral peuvent être apportées dès lors qu'elles n'entrent pas en conflit avec la loi fédérale. Par exemple, jusqu'en 2010, l'État du Para a imposé la reconstitution complète de la réserve légale en 9 ans, alors que cette période est de 30 ans dans le code forestier. Dans cet État, le décret n° 1148 du 17 juillet 2008 a instauré le cadastre environnemental rural (CAR) qui rassemble les plans des propriétés et, plus particulièrement, recense les limites des aires déforestées, de la réserve légale, des aires de préservation permanente et des aires d'usages agricoles définis. Un bien foncier rural non inscrit au CAR est illégal d'un point de vue environnemental, et ce même s'il dispose de la superficie de réserve légale en accord avec la loi. Le CAR est normalement la condition préalable à l'obtention de n'importe quelle autorisation environnementale pour l'usage ou l'exploitation des ressources naturelles dans une propriété rurale, et notamment pour la soumission d'un plan d'aménagement forestier. De 2008 à 2010, dans l'État du Para, l'Emater (Institut d'appui au secteur rural) a émis environ 1 100 certificats de CAR. Selon, le secrétariat de l'Environnement, environ 250 000 à 300 000 dossiers, en attente au niveau de l'État, seront enregistrés d'ici 2011 (Vieira, 2009).

Ce cadre législatif (pour une analyse détaillée, voir Vieira, 2009) entraîne donc un certain nombre de contraintes pour le secteur sidérurgique. Le reboisement à finalité énergétique d'aires dégradées peut être considéré comme une reconstitution de la réserve légale, si les espèces plantées sont natives et si des systèmes de gestion durable des ressources ligneuses à des fins énergétiques sont mis en place. S'il existe certaines espèces natives ayant un potentiel pour la production d'énergie, cela reste dans une perspective de long terme (voir 2.2.). Sur le plus court terme, le reboisement d'aires dégradées en espèces exotiques doit se faire à partir de 2 à 4 fois la surface plantée en forêt ou, à défaut, par la reconstitution de la forêt sur cette même surface. En dehors des coûts économiques générés par les grandes surfaces, l'absence

d'un cadastre complet des terres rend difficile la faisabilité de l'opération. Les reboisements des terres dégradées en eucalyptus sont actuellement réalisés en dehors de l'État du Para afin de contourner les voies légales, plus précisément dans le Tocantins et le Maranhão (dans le biome *cerrado*), où la superficie de la réserve légale n'est que de 35 % d'une propriété. La stratégie adoptée par les producteurs de fonte, dont la compagnie Vale do Rio Doce en tête, consiste à boiser de grandes étendues afin de répondre à leurs demandes, en évitant toutefois de se confronter à la législation forestière en Amazonie (régénération de forêts denses et non de *cerrado*, donc pourcentage de réserve légale de 80 % plutôt que 35 %). Cette situation n'est pas souhaitable, ni pour le développement du pôle sidérurgique de Carajas, ni du point de vue de l'impact environnemental de la filière (augmentation du transport).

Le code forestier brésilien fait actuellement l'objet de nombreux débats. Les grands propriétaires agricoles, représentés au Congrès par les « ruralistes », militent activement pour sa révision, la réduction de la réserve légale à 50 % en Amazonie et l'inclusion des zones de préservation permanente. L'application des règles du code forestier sur le terrain et leur contrôle par les organismes de l'État dépendent, d'une part de la régularisation de la situation foncière et environnementale actuellement en cours et, d'autre part, de mesures incitatives de développement de systèmes agricoles durables.

La régularisation foncière est fondamentale pour que les acteurs investissent dans des systèmes de production de biomasse et de charbon durables et aussi pour que l'État puisse contrôler l'application du code forestier. Or, même au sein des projets de réforme agraire dirigés par l'Inra (Institut national de la réforme agraire), très souvent les colons ne disposent pas, même après de nombreuses années, de leurs titres de propriété, laissant ainsi place à la prolifération des faux titres. Conserver 80 % d'une propriété en forêt naturelle apparaît risqué et difficile pour les propriétaires fonciers dès lors que les titres de propriété ne sont pas clairement définis, d'autant plus que la gestion forestière fait appel à des cycles de rotation relativement

longs (30-40 ans), ce qui exige une situation foncière stable. La régularisation foncière constitue donc logiquement une des priorités du gouvernement brésilien depuis environ deux ans.

Le respect du code forestier dépend également des moyens mis en œuvre par le gouvernement fédéral et par les États. Des mesures incitatives ont ainsi été déployées auprès des agriculteurs pour qu'ils adoptent des systèmes de gestion durable des ressources naturelles basés, d'une part, sur la récupération des terres défrichées en terres agricoles productives et, d'autre part, sur la valorisation des ressources forestières de la réserve légale. Par exemple, les systèmes sous couvert végétal testés dans le *cerrado* et, plus récemment, en Amazonie (projet Floagri, www.floagri.org) proposent des itinéraires potentiellement efficaces pour la récupération de terres improductives et la réduction des besoins en nouvelles terres pour la production alimentaire. Ils ont cependant encore besoin d'appui pour constituer une alternative à long terme au système traditionnel de défriche-brûlis. Il apparaît notamment indispensable de créer, au sein de la législation en vigueur, des règles adaptées aux conditions des petits producteurs afin qu'ils puissent valoriser de façon durable les ressources forestières de la réserve légale et que celle-ci puisse réellement constituer une source complémentaire de revenus. Or, la législation forestière actuelle est en grande partie adaptée à une exploitation industrielle sur de grandes surfaces. En 2010, le groupe de travail de foresterie communautaire créé par le ministère avait pour objectif de répondre à ce défi de création des conditions favorables au développement de la foresterie communautaire. Une des perspectives envisagée est de créer des conditions favorables à des partenariats entre communautés et entreprises. Enfin, concernant la récupération des terres dégradées, le programme « Un milliard d'arbres » de l'État du Para pourrait constituer un élément clé permettant aux propriétaires fonciers de régulariser la situation de leur réserve légale.

Le code forestier brésilien a pour objectif global la conservation d'un minimum de 80 % des forêts naturelles d'Amazonie. Cet objectif est en partie décentralisé puisque

les propriétaires fonciers sont chargés de conserver une partie des forêts (80 % de leurs terres en Amazonie) et de ne développer sur leurs réserves forestières que des activités compatibles avec l'usage durable des ressources. Ces activités, comme les plans d'aménagement forestier durable, sont encadrées par des processus de soumission, d'octroi d'autorisations et par la délivrance de permis annuels, assez coûteux en ressources financières et en temps. En outre, lorsque la réserve légale doit être recomposée, le coût additionnel est important. De plus, ces activités sont souvent moins rentables sur les court et moyen termes que celles issues par exemple de l'usage minier des ressources. La législation environnementale est par conséquent souvent perçue par les acteurs uniquement comme une barrière au développement.

De plus, les organismes en charge du respect du code forestier disposant de peu de moyens pour contrôler un territoire immense, les risques de contrôle de l'illégalité sont aléatoires, et laissent souvent place à l'impunité. C'est une des raisons qui expliquent aussi pourquoi le bois est finalement si peu cher. Le secteur sidérurgique a jusqu'à présent en partie bénéficié de cette confusion qui lui a permis de bénéficier d'un approvisionnement en biomasse peu coûteux et peu contrôlé. Aujourd'hui, la régularisation de la situation foncière et environnementale est un prérequis incontournable pour que les acteurs investissent dans des systèmes de production de biomasse et de charbon durables à long terme. Cette régularisation nécessite des négociations avec les acteurs du secteur privé concerné. En effet, en l'absence d'un contrôle systématique des pratiques illégales, l'imposition sans concertation et sans incitations de mesures environnementales jugées trop rigides risquerait d'accentuer le contournement. De même, l'imposition de ces règles sans réelles mesures permettant de viabiliser l'usage des terres déjà déforestées et de récupérer les terres dégradées risquerait de se solder par la persistance des conflits souvent observés lors des opérations de contrôle de l'Ibama réalisées en Amazonie.

3.2.2. Enjeux organisationnels de la filière charbon de bois : place de la production non intégrée et pistes d'amélioration

Les entreprises sidérurgiques du pôle de Carajas consomment de façon non négligeable du charbon venant d'UPC indépendantes, en sous-traitance ou non (voir 1.2.1. ; Sindiferpa, 2008).

L'intégration verticale de la production d'une consommation intermédiaire comme le charbon de bois pourrait pourtant permettre de mieux contrôler l'approvisionnement (en quantité et en coût) et d'économiser des coûts de transaction. Cependant, cette intégration suppose d'orienter une partie des investissements de l'entreprise sur la production de charbon de bois. Or, selon les fluctuations du marché, il peut parfois être moins coûteux d'acheter cette consommation intermédiaire plutôt que de la produire et ce, d'autant plus sur le pôle de Carajas, où il est facile de trouver des UPC indépendantes qui, en compressant les salaires et en s'approvisionnant de diverses manières en biomasse, sont à même de produire un charbon de bois à un coût sans doute inférieur à 474 BRL/t (coût de la situation de référence). Tant que le contexte institutionnel permet à ces entreprises indépendantes de ne pas toujours respecter les lois portant sur l'environnement et le travail, il ne peut pas y avoir beaucoup d'incitations pour que les entreprises sidérurgiques intègrent totalement la production de charbon de bois. Ce choix n'est pourtant pas toujours récompensé car le marché du charbon de bois est dispersé, une partie des producteurs n'a pas que cette source de revenus et ceux qui ne respectent pas les législations risquent régulièrement de devoir arrêter leur activité (IOS, 2006). À ce titre, l'opération de contrôle réalisée par l'Ibama en mars 2010 est très illustrative (cf. Introduction). Pour des entreprises qui fonctionnent sur la base de contrats avec les exportateurs, comme c'est le cas du secteur sidérurgique de Carajas, dépendre entièrement d'un marché décentralisé et incertain pour la fourniture d'une matière première essentielle peut donc parfois être à l'origine de pertes importantes.

Pour équilibrer ces avantages et inconvénients, l'intégration partielle de la production de charbon de bois peut être envisagée, l'entreprise sidérurgique ne produisant qu'une partie de ses besoins. Le coût de l'auto-approvisionnement en charbon de bois peut alors fonctionner comme une valeur seuil par rapport au prix du marché. La production intégrée de charbon de bois établit ainsi une valeur maximale que l'entreprise sidérurgique est prête à payer pour accéder à cette consommation intermédiaire. S'il est possible de trouver sur le marché du charbon de bois à un prix inférieur, en quantité adéquate, la production peut être stockée et réservée pour des périodes de hausse des prix.

Dans ce contexte, une partie non négligeable de la consommation de charbon de bois continuera à être fournie par des producteurs non intégrés au secteur sidérurgique. Cette étude s'étant focalisée sur les voies d'amélioration des performances environnementales de la production de charbon de bois dans le cadre d'une production intégrée aux entreprises sidérurgiques, il convient de présenter les alternatives possibles dans le cas d'UPC non intégrées, en s'intéressant notamment à la question de l'intégration de l'agriculture familiale.

Pour les entreprises sidérurgiques souhaitant ne plus être contestables, la non-intégration de la production de charbon de bois les oblige à s'assurer que leurs fournisseurs utilisent de la biomasse de faible impact environnemental et adoptent des méthodes de carbonisation ne sous-utilisant pas cette biomasse. Ces entreprises ont également le choix d'intégrer la carbonisation, car les investissements dans de nouvelles technologies de carbonisation supposent une certaine capitalisation que les producteurs de charbon de bois n'ont pas nécessairement. Dans ce cas, les entreprises doivent s'approvisionner en biomasse pour alimenter leurs sites, et l'enjeu principal est alors d'avoir accès à une filière d'approvisionnement en biomasse fiable pour ne pas risquer de perdre l'investissement réalisé dans la mise en place de fours améliorés. Dans tous les cas, compte tenu du nombre généralement important de fournisseurs (plusieurs dizaines généralement, cf. tableau 2) par entreprise sidérurgique, il est clair qu'il ne faut pas négliger

les coûts de transaction additionnels (voir 3.1.) de mise en place de scénarios d'amélioration environnementale pour l'ensemble de la production de charbon de bois non intégrée.

Il n'a pas été possible, dans le cadre de ce projet, de réaliser un diagnostic détaillé de la situation des entreprises de production de charbon de bois indépendantes. Cette partie de la filière comporte de nombreuses entreprises, dispersées et très difficiles d'accès. Certains producteurs sont des propriétaires fonciers et s'approvisionnent en biomasse en partie dans leur propriété, d'autres doivent s'approvisionner exclusivement en résidus de scieries ou en bois issu de propriétés voisines. Les perspectives d'amélioration de leurs procédés de carbonisation et de leurs modes d'approvisionnement en biomasse n'ont donc pas pu être évaluées. On peut toutefois déduire de l'analyse économique que, si la mise en place de technologies de carbonisation améliorées demande effectivement un investissement initial non négligeable (sauf dans le cas de fours de type *Mineirinho*), elle est aussi susceptible de réduire à long terme le coût de production du charbon de bois. Un travail supplémentaire serait nécessaire pour dresser une typologie des producteurs indépendants et évaluer, au cas par cas, en fonction de la capacité de production de chaque entreprise, de son degré de capitalisation et de sa situation légale, les moyens nécessaires pour promouvoir l'adoption de technologies de carbonisation améliorées.

Tout comme les UPC intégrant la production de charbon de bois, l'amélioration des performances environnementales des UPC indépendantes peut se faire par l'usage de résidus d'exploitation de plans d'aménagement forestier durable ou par des plantations énergétiques.

En théorie, les plans de gestion forestière communautaire approuvés par les organismes en charge de l'environnement peuvent créer des sources de résidus de faible impact environnemental pour les UPC indépendantes. En effet, le système suppose que les agriculteurs détenteurs de ces plans vendent leurs résidus aux UPC ou valorisent eux-mêmes ces résidus en les transformant en charbon de bois.

Toutefois, il faut souligner que très peu de plans de gestion forestière communautaire ont été approuvés dans les environs du pôle de Carajas et qu'il est très difficile d'assurer leur viabilité à long terme en Amazonie (Drigo *et al.*, 2010). Leur élaboration demande un investissement financier et technique important et leur approbation est longue. Les prix actuellement faibles du bois, dus à la circulation d'importants volumes de bois commercialisés illégalement, ne rentabilisent pas toujours les coûts d'exploitation. Enfin, le bon fonctionnement de ces plans suppose un certain degré d'organisation des communautés d'agriculteurs qui n'ont pas pour priorité cette activité.

Par ailleurs, les petites propriétés qui mettent en place ce type de plan ne produisent que des volumes réduits de résidus. Par exemple, une propriété de 100 ha dont 80 ha sont exploités de manière durable (rotation de 30 ans) peut produire environ 53 m³/an de résidus forestiers (taux d'exploitation forestière de 20 m³/ha). L'approvisionnement d'un site de carbonisation équipé de fours de type *Mineirinho* (adapté à la biomasse forestière), qui consomme en moyenne 3 600 m³ de bois/an, exclusivement à partir de résidus d'exploitation de petites propriétés, nécessiterait l'association de 68 agriculteurs détenteurs de plans légaux d'aménagement forestier. Il est extrêmement difficile de monter une association de ce type. Sauf éventuellement dans le cas d'un projet de colonisation de développement durable (PDS), qui réunit souvent une centaine de familles disposant d'une grande réserve légale continue, ce type de plan d'aménagement ne peut être considéré que comme une source complémentaire et occasionnelle de l'approvisionnement d'un site de carbonisation.

Toute propriété privée en Amazonie disposant encore de 80 % de forêt naturelle peut élaborer et soumettre un plan d'aménagement forestier durable, et envisager la valorisation de ses résidus pour la production de charbon de bois. C'est précisément ce que fait l'entreprise forestière qui a servi d'étude de cas pour l'option biomasse forestière (voir 2.1.), sauf qu'elle ne s'occupe ni de la collecte, ni de la transformation de ses résidus qui sont prises en charge par les entreprises sidérurgiques associées. Par cette voie, le coût de production de biomasse est cependant bien

supérieur au scénario actuel et au coût de la biomasse cultivée, ce qui peut freiner le choix de cette alternative pour des UPC indépendantes, notamment lorsqu'elles n'ont pas les moyens d'investir dans des technologies de carbonisation plus efficaces. À titre illustratif, un propriétaire foncier disposant d'un peu plus de 3 000 hectares de forêts naturelles et d'un plan d'aménagement forestier durable peut envisager d'alimenter avec sa seule production de résidus d'exploitation un site de carbonisation équipé de fours de type *Mineirinho*. Pour pouvoir aller plus loin dans l'analyse, il serait nécessaire d'évaluer plus en détail au cas par cas les bénéfices supplémentaires qu'un propriétaire foncier de ce type peut espérer tirer de la valorisation des résidus pour la production de charbon de bois.

L'inconvénient de cette source de biomasse vient de la faiblesse des volumes de résidus produits par hectare (34 m³/ha tous les 30 ans). Les plantations forestières étant à même de produire des volumes de biomasse plus importants (200 m³/ha en 7 ans pour les plantations d'eucalyptus), il est peut-être plus facile d'envisager cette seconde alternative pour l'approvisionnement de sites de carbonisation indépendants.

À ce titre, dans les États du Minas Gerais, de la Bahia, de São Paulo et d'Espírito Santo, certains modèles de financements coopératifs forestiers pour la production de biomasse prennent de l'ampleur. Le financement coopératif forestier repose sur des arrangements entre des usines consommatrices de biomasse de plantations forestières et des propriétaires fonciers qui impliquent un partage des coûts et des bénéfices des plantations (Morello, 2009).

Bien que le secteur de la pâte à papier soit pionnier sur ce type d'arrangements, le secteur sidérurgique développe lui aussi de plus en plus ses propres modalités. On peut mentionner dans ce contexte l'Association des sidérurgistes pour le financement coopératif forestier (Asiflor), qui a été créée par les producteurs de fonte de l'État du Minas Gerais.

Ce type d'arrangement vise à prévenir deux obstacles freinant l'expansion de plantations d'eucalyptus : l'immobilisation de capital pour les entreprises sidérurgiques lorsqu'elles doivent acheter de grandes

extensions de terres, et les contestations socio-environnementales, les grandes plantations d'eucalyptus étant appelées « déserts verts » par certains mouvements sociaux. Ces critiques portent surtout sur la faible biodiversité et la forte consommation en eau des grandes extensions monoculturelles d'eucalyptus, et les arrangements coopératifs avec de petits et moyens propriétaires fonciers sont une manière de limiter les impacts environnementaux négatifs. Ils permettent également aux usines d'éviter d'acheter des terres. Il n'existe pas encore d'arrangement de ce type sur le pôle de Carajas. La seule expérience qui ait été tentée par une entreprise du pôle n'a pas été validée par le SEMA-PA. Il est néanmoins intéressant d'évaluer la faisabilité de cette alternative dans la région.

Les termes de ce type d'arrangement varient considérablement d'une entreprise ou d'une région à l'autre, mais le dénominateur commun est le partage du financement de la mise en place de la plantation, de la collecte et du transport de la biomasse entre l'entreprise consommatrice, le propriétaire foncier et une banque qui dispose d'une ligne de financement pour les plantations forestières (comme la ligne Propflora de la Banque nationale du développement, BNDES). C'est l'entreprise consommatrice (sidérurgiste) qui s'endette auprès de la banque et qui finance ensuite en partie la mise en place de plantations sur des propriétés tierces. La capacité de financement étant un facteur limitant pour les UPC indépendantes, ce type de contrat représente peut-être un

moyen de résoudre cette difficulté. De nouveau, il est nécessaire de partir, à titre illustratif, d'une situation particulière de départ et d'un programme donné d'investissement. On suppose, d'une part, qu'initialement l'UPC est contrôlée par un propriétaire foncier qui dispose de 1 000 ha (un grand propriétaire) dans une région où la réserve légale doit couvrir 80 % de la surface totale³⁶, d'autre part que ce propriétaire exerce d'autres activités en sus de la production de charbon de bois, enfin qu'il utilise initialement de la biomasse d'impact non connu (bois issu de la déforestation de sa propriété ou de propriétés voisines ou de résidus de scieries) mais qu'il désire améliorer cette situation en établissant, à partir de 2010, des plantations d'eucalyptus (pour une mise en production après 2015).

Le propriétaire choisit un système sylvo-pastoral et a donc deux sources de revenus : la production de charbon de bois et l'élevage bovin sur 20 % de sa propriété (200 ha). Il établit un contrat de collaboration avec une usine sidérurgique de la région : 50 % de la valeur des investissements nécessaires pour la mise en place des plantations est financée par cette usine qui s'engage en plus à acheter toute la production de charbon de bois qui en sera issue. Le contrat est signé pour une durée de 14 ans (deux rotations) et le propriétaire dispose de fours en demi-orange. Le tableau 15 présente les dépenses du propriétaire dans ce scénario alternatif et dans le scénario de référence.

Tableau 15. Investissements nécessaires (financement coopératif) lors de la mise en place de production de charbon de bois à partir de plantations d'eucalyptus (propriété de 1 000 ha - 1 000 BRL/an)

Année Phase	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017
	Phase d'installation de l'investissement						Phase d'opération	
Scénario de référence : biomasse d'impact non connu	237	237	237	237	237	237	-	-
Alternative : nouvelles plantations	40	68	75	79	84	89	262	262
Total	277	305	312	316	321	326	262	262

Source : Morello et Piketty, 2010.

³⁶ Il existe des producteurs de charbon de bois indépendants qui disposent de terres. Dans ce type d'arrangement, les entreprises sidérurgistes ne montent généralement des contrats qu'avec des propriétaires fonciers ayant un titre de propriété, ce qui, de nouveau, est un facteur limitant non négligeable pour le pôle Carajas compte tenu de la situation foncière.

A partir de 2016, les plantations pourront être coupées et remplacer intégralement la production de charbon de bois issue de biomasse d'impact non connu.

Au total, les six premières années de mise en place de l'investissement (de 2010 à 2015) coûtent 435 000 BRL au propriétaire (soit 50 % des frais réels d'investissements, les 50 % restants étant pris en charge par l'entreprise sidérurgiste partenaire). Il lui est donc nécessaire de trouver un crédit. La ligne Propflora (BNDES) n'est pas suffisante car elle propose un crédit d'un montant maximum de 200 000 BRL, qui ne peut couvrir que les trois premières années du projet (de 2010 à 2012). À partir de la quatrième année, il lui faut obtenir 235 000 BRL supplémentaires d'une autre institution financière. Il est alors peut-être possible de solliciter la ligne de crédit de la Banque d'Amazonie du Programme de financement du développement durable en Amazonie, qui donne accès à des financements de 643 000 BRL maximum (pour les moyens) avec une carence de 6 mois à 6 ans.

À partir de 2016, le propriétaire doit vendre sa production à l'usine, à un prix qui lui permette au moins de compenser l'augmentation de coût qui subsiste (soit 262 000 - 237 000 = 25 000 BRL/an) et de rembourser son emprunt.

Cette alternative présente toutefois un inconvénient lié à l'extension des terres. En effet, pour permettre à un site de fours en demi-orange de produire 120 m³ de charbon/mois à partir d'un système de type sylvo-pastoral (qui permet de récupérer 175 m³ de bois/ha), il est nécessaire de planter au minimum 150 ha. En dessous de cela, il ne peut pas approvisionner seul de manière continue une UPC. Il est donc nécessaire, pour des propriétaires de plus petite taille, soit d'accepter de ne pas avoir une production régulière de charbon, soit de monter des accords avec d'autres planteurs. La faisabilité de ce type de scénario dépend, au cas par cas, de la situation des propriétaires et du prix auquel ils seront à même de vendre le charbon de bois aux entreprises sidérurgiques. Une autre alternative pour ces propriétaires de petite taille serait peut être de se spécialiser uniquement dans la production de biomasse et de laisser la carbonisation au sidérurgiste ou à un autre acteur de la filière. C'est cette situation qui domine dans les financements coopératifs forestiers pratiqués par les sidérurgistes du Minas Gerais, qui cherchent essentiellement à obtenir de la biomasse d'eucalyptus (Morello, 2009).

Conclusion

L'ensemble de la production de fonte du pôle de Carajas, en Amazonie, qui représente 36 % de la production de fonte brésilienne, est basé sur l'utilisation de charbon de bois comme thermoréducteur.

S'il est difficile de quantifier précisément les impacts environnementaux de la filière charbon de bois telle qu'elle fonctionne aujourd'hui en Amazonie, il apparaît très probable que la demande de bois qui en découle participe à accroître les pressions exercées sur les forêts naturelles. De ce fait, le secteur sidérurgique fait l'objet de contestations environnementales mettant en péril sa viabilité.

Cette étude montre qu'il existe plusieurs alternatives au fonctionnement actuel de la filière. D'autres sources de biomasse ainsi que des techniques de carbonisation plus efficaces pourraient en effet être développées afin de limiter les impacts environnementaux de la filière charbon de bois qui approvisionne le secteur sidérurgique du pôle de Carajas.

Le recours à des fours de type Missouri ou des réacteurs de type métallique offre à ce titre des solutions avantageuses, tout comme les fours de type *Mineirinho*. Ce qui importe dans la viabilité de la transition, c'est d'augmenter le rendement gravimétrique lors du processus de carbonisation. Pour financer les investissements nécessaires à l'adoption de ces techniques ainsi que leurs frais de fonctionnement, selon la taille de l'entreprise considérée et sa situation initiale, des lignes de crédits peuvent être mobilisés. Les financements des marchés du carbone (MDP et marchés volontaires) pourraient également en partie couvrir les investissements initiaux nécessaires pour faciliter la transition. Des solutions économiques existent donc, mais d'autres difficultés,

notamment d'ordre organisationnel, peuvent freiner ces transitions, le processus de certification carbone étant particulièrement contraignant.

L'estimation des résidus d'exploitation forestière durable disponibles dans l'État du Para montre que, pour le moment, ceux-ci pourraient fournir, au grand maximum, 15 % des besoins du pôle de Carajas. L'utilisation des résidus d'exploitation forestière durable est une opération assez coûteuse, principalement car elle nécessite l'emploi important de main d'œuvre dans les opérations de transport et de préparation des résidus. Le coût additionnel de l'usage de ce type de biomasse peut être diminué par l'emploi de technologies de carbonisation plus efficaces. Des travaux supplémentaires sont nécessaires pour quantifier de manière plus précise la production de résidus selon différents modes d'exploitation forestière et pour localiser plus précisément ces productions par rapport au pôle de Carajas. Des études d'impact de la collecte de ces résidus sur la régénération naturelle des forêts exploitées mériteraient aussi d'être menées, afin de s'assurer qu'une telle activité ne compromet pas la régénération forestière après exploitation sélective.

Du fait des besoins volumétriques, le reboisement de terres dégradées apparaît comme étant une alternative nécessaire pour assurer l'approvisionnement durable du pôle de Carajas en charbon de bois sur le court et moyen terme. Des espèces natives et exotiques peuvent être utilisées à cette fin.

Si le reboisement avec des espèces natives est l'alternative la plus souhaitable sur le plan environnemental, des recherches sont nécessaires pour évaluer de manière systématique le potentiel énergétique de ces espèces et les

itinéraires sylvicoles adaptés au contexte du pôle. L'étude met en avant en particulier le paricá et le taxi-branco, dont le potentiel devrait être évalué plus avant. Les expériences de reboisement en espèces natives dans la région ont surtout pour vocation la production de bois d'œuvre et la reconstitution des réserves forestières légales. Le coût des plantations en espèces natives est élevé et pourrait être en partie financé par des projets « carbone ». Dans le contexte actuel, les plantations d'espèces natives ne pourraient fournir une part significative de la demande en bois du pôle de Carajas qu'à moyen ou long terme.

La plantation d'espèces exotiques, et notamment d'eucalyptus, sur des terres dégradées a été identifiée comme l'option la plus rentable à court terme. Elle est déjà mise en œuvre par certaines entreprises sur le pôle de Carajas. C'est une alternative susceptible de fournir la biomasse nécessaire au fonctionnement du pôle sidérurgique sur le court et moyen terme. Les itinéraires techniques peuvent être considérablement améliorés pour obtenir des gains de productivité de 60 m³/ha par rapport aux systèmes actuellement implantés. Un modèle de croissance a été paramétré aux conditions de la région et peut servir d'appui pour les acteurs afin d'optimiser la localisation des plantations et les itinéraires techniques en fonction de la fertilité des sols et de la pluviométrie. Le coût de la biomasse venant de plantations d'eucalyptus peut là encore être réduit par l'emploi de technologies de carbonisation plus efficaces. Par contre, ce coût est difficile à faire financer par des projets « carbone ».

Bien sûr, d'un point de vue environnemental, des plantations d'eucalyptus sur plusieurs dizaines de milliers d'hectares d'un seul tenant sont à proscrire, celles-ci doivent s'insérer de manière raisonnée au sein d'un paysage agricole et des zones de végétation naturelle. Le recours à des financements coopératifs forestiers, où les dépenses de la mise en place de plantations sont divisées entre l'entreprise sidérurgique et les propriétaires fonciers, peut notamment permettre d'éviter que de trop grands espaces d'un seul tenant soient couverts de plantations d'eucalyptus. Ces financements peuvent également conduire à l'intégration des propriétaires fonciers de petites et moyennes exploitations. Ce type de financement est déjà

pratiqué dans d'autres États brésiliens. Des recherches complémentaires sont néanmoins nécessaires pour évaluer les différentes modalités possibles, l'intérêt des acteurs sur place et les régulations à mettre en place pour que ce type d'arrangement soit mutuellement bénéfique pour les propriétaires fonciers et les entreprises.

Les plantations d'espèces exotiques comme l'eucalyptus doivent s'accompagner de la conservation ou, si elle a été détruite, de la recomposition de la réserve forestière légale des propriétés sur lesquelles elles sont implantées. La proportion de réserve forestière en Amazonie légale varie selon les cas de 80 à 50 % de la surface totale de la propriété, soit, par exemple, pour 1 ha d'eucalyptus, de 1 à 4 ha de réserve légale. Certaines entreprises tentent d'échapper à cette contrainte en choisissant de développer leurs plantations dans d'autres États voisins, où la proportion de réserve légale est moindre. Outre le coût additionnel que le code forestier entraîne pour les acteurs, la situation foncière et l'absence de contrôle efficace des passifs environnementaux ne sont pas incitatifs pour le développement d'une filière organisée de production de charbon de bois durable. La régularisation de la situation foncière et environnementale est un prérequis incontournable qui demandera des négociations et des compromis entre les acteurs locaux et les institutions publiques brésiliennes.

L'étude a pu élaborer en détail un certain nombre de scénarios d'amélioration des performances environnementales de la filière charbon de bois, essentiellement dans le cas d'UPC intégrées aux entreprises sidérurgistes. Il serait nécessaire de réaliser des travaux complémentaires sur le cas des UPC indépendantes pour avoir une analyse d'ensemble de la filière d'approvisionnement en charbon de bois du pôle et ainsi mieux évaluer les alternatives d'organisations envisageables pour cette partie de la filière.

L'usage de charbon de bois présente un certain nombre d'atouts par rapport au charbon minéral. Le secteur sidérurgique du pôle de Carajas se trouve en quelque sorte dans la même situation que les pays européens avant la révolution industrielle, où la raréfaction des ressources en bois et l'innovation technologique ont conduit à la

substitution complète du charbon de bois par le charbon minéral dans les hauts fourneaux. Certaines entreprises du pôle de Carajas parlent déjà de passer au charbon minéral. Le maintien de l'usage de charbon de bois à Carajas et dans le Minas Gerais, longtemps considéré comme un signe de retard du secteur sidérurgiste, pourrait devenir un

atout dans un monde *post* Kyoto, si les entreprises parviennent à mettre en place des scénarios alternatifs d'approvisionnement en biomasse et des technologies de carbonisation plus efficaces. Cette étude a permis de fournir quelques éléments de réponse à ce nouveau défi.

Liste des acronymes, sigles et abréviations

3-PG	<i>Physiological Principles in Predicting Growth</i>
ACV	Analyse du cycle de vie
AMS	Association de sylviculture de l'État du Minas Gerais
AR	Activités de boisement et de reboisement
Asibras	Association des sidérurgistes du Brésil
Asica	Association des sidérurgistes de Carajas
BAU	<i>Business As Usual</i>
BNDES	Banque nationale du développement
C	Carbone
CAR	Cadastre environnemental rural
CCX	<i>Chicago Climate Exchange</i>
CGEE	Centre de gestion et d'études stratégiques
Cifor	Centre de la recherche forestière internationale
Cirad	Centre de coopération internationale en recherche agronomique pour le développement
CML	<i>Centrum voor Milieukunde Liden</i> (Centre de l'Université de Leiden ayant développé un modèle d'ACV proposant des facteurs d'impact sur différents indicateurs environnementaux)
Cosima	<i>Companhia Siderúrgica do Maranhão</i>
Cosipar	<i>Companhia Siderúrgica do Pará</i>
CPT	Commission pastorale de la terre
Da Terra	<i>Da Terra Siderúrgica</i>
Embrapa	Institut brésilien de recherche agronomique
EOD	Entités opérationnelles désignées
Eq-CO ₂	Equivalent-CO ₂
ERA	Énergie et reboisement en Amazonie
Esalq	École Supérieure d'Agriculture Luiz de Queiroz

Fergumar	Ferro Gusa do Maranhão
FG	Fonte
Flona	<i>Floresta Nacional</i>
FSC	<i>Forest Stewardship Council</i>
GES	Gaz à effet de serre
ha	Hectare(s)
ICC	Institut du charbon citoyen
Ibama	Institut brésilien de l'environnement et des ressources naturelles renouvelables
Ibérica	<i>Siderúrgica Ibérica</i>
Ideflor	Institut de développement forestier de l'État du Para
Imazon	Institut sur l'homme et l'environnement en Amazonie
Incra	Institut national de la réforme agraire
IOS	Institut de l'observatoire social
IPEF	Institut de recherche en sciences forestières
M	Million(s)
MA	<i>Maranhão</i> (Etat)
Maragusa	<i>Marabá Gusa Siderúrgica</i>
Margusa	<i>Maranhão Gusa</i>
MDP	Mécanisme de développement propre
MOC	Mise en oeuvre conjointe
NESA	Noyau en économie socio-environnementale
ONF International	Office national des forêts International
PA	Para (Etat)
Pindaré	<i>Companhia Siderúrgica Vale do Pindaré</i>
Promab	Programme de surveillance de l'environnement dans les bassins versants
PRG	Potentiel de réchauffement global
Sectam	Secrétariat exécutif pour les sciences, la technologie et l'environnement de l'État du Para
Sedect	Secrétariat d'État (du Para) au développement, à la science et à la technologie
SEMA-PA	Secrétariat à l'Environnement de l'État du Para
Sidenorte	<i>Sidenorte Siderúrgica</i>
Sidepar	<i>Siderúrgica do Pará</i>
Simasa	<i>Simasa Siderúrgica do Maranhão</i>

Sindifer	Syndicat des industries de fer du Minas Gerais
Sindiferpa	Syndicat des industries de fonte de l'État du Para
Sinobras	<i>Siderúrgica Norte Brasil</i>
t	Tonne(s)
TIC	Technologie améliorée de carbonisation
TIR	Taux de rentabilité interne
UFRA	Université fédérale rurale d'Amazonie
UFV	Université fédérale de Viçosa
Ulcoss	Processus sidérurgiques à très basses émissions de CO ₂
UNB	Université de Brasilia
Usimar	<i>Usina Siderúrgica de Marabá</i>
USP	Université de São Paulo
UPC	Unité(s) de production de charbon de bois
VAN	Valeur actualisée nette
Viena	<i>Viena Siderúrgica</i>
VCS	<i>Voluntary Carbon Standard</i>
VCU	<i>Voluntary Carbon Units</i>
WRM	<i>World Rainforest Movement</i>
WSA	<i>World Steel Association</i>

Bibliographie

- AKSELSSON, C., O. WESTLING, H. SVERDRUP, J. HOLMQVIST, G. THELIN, E. UGGLA et G. MALM (2007), "Impact of Harvest Intensity on Long-Term Base Cation Budgets in Swedish Forest Soils", *Water, Air and Soil Pollution: Focus*, vol. 7, 1-3, pp. 201-210.
- ALMEIDA, A.C., J.J. LANDSBERG, P.J. SANDS, M.S. AMBROGI, S. FONSECA, S.M. BARDDAL et F.L. BERTOLUCCI (2004a), "Needs and Opportunities for Using a Process-Based Productivity Model as a Practical Tool in Fast Growing Eucalyptus Plantations", *Forest Ecology and Management*, vol. 193, 1-2, pp. 167-177.
- ALMEIDA, A.C., J.J. LANDSBERG et P.J. SANDS, (2004b), "Parameterisation of 3-PG Model for Fast-Growing *Eucalyptus Grandis* Plantations", *Forest Ecology and Management*, vol. 193, 1-2, pp. 179-195.
- ALMEIDA, A.C., R. MAESTRI, J.J. LANDSBERG et J.R.S. SCOLFORO (2003), "Linking Process-Based and Empirical Forest Models in Eucalyptus Plantations in Brazil", in AMARO, A., D. REED et P. SOARES (ed.), *Modelling Forest Systems*, CABI Publishing, Wallingford (UK).
- AMATA (2009), *Revisão sobre Paricá. Schizolobium amazonicum Huber ex Ducke*, Amata, São Paulo.
- AMAZÔNIA (2010), "Ibama embargo 33 empresas com Operação Corcel Negro - 06/04/2010", Site d'Amazônia [en ligne] <http://www.amazonia.org.br/noticias/noticia.cfm?id=350384>, (page consultée le 19 février 2011).
- AMAZÔNIA (2009), "Prefeitura de Paragominas denuncia o desmatamento causado por siderúrgicas - 05/09/2009", Site d'amazônia [en ligne] <http://www.amazonia.org.br/noticias/noticia.cfm?id=326656>, (page consultée le 19 février 2011).
- AMIGOS DA TERRA (2011), Site de l'ONG Amigos da terra [en ligne] www.natbrasil.org.br, (page consultée le 20 février 2011).
- AMS (2010), *Données recueillies sur le site de l'Association de sylviculture de l'État du Minas Gerais*, [en ligne], <http://www.silviminas.com.br/Default.aspx> (page consultée en août 2010).
- ANDRADE, A.M. et L.M. CARVALHO (1998), "Potencialidades energéticas de oito espécies florestais do Estado do Rio de Janeiro", *Floresta e Ambiente*, vol. 5, 1, pp. 24-42.
- ANDRADE, A.M. (1989), *Influência da casca de eucalyptus grandis W. Hill ex Maiden no rendimento e qualidade de carvão vegetal*, mémoire de maîtrise, université fédérale de Viçosa (UFV), Viçosa, Minas Gerais (MG)
- ASIBRAS (2009), *Données collectées auprès du Sindiferpa en juillet 2009 sur la production, l'exportation, le prix du charbon de bois et les surfaces plantées en eucalyptus en 2009, venant de l'Association des sidérurgistes du Brésil (Asibras), exclusivement pour les entreprises du pôle de Carajás.*

ASIBRAS (2008), *Données collectées auprès du Sindiferpa en juillet 2009 sur la production, l'exportation, le prix du charbon de bois et les surfaces plantées en eucalyptus en 2008, venant de l'Association des sidérurgistes du Brésil (Asibras), exclusivement pour les entreprises du pôle de Carajás.*

ASIBRAS (2007), *Données collectées auprès du Sindiferpa en juillet 2009 sur la production, l'exportation, le prix du charbon de bois et les surfaces plantées en eucalyptus en 2007 venant de l'Association des sidérurgistes du Brésil (Asibras), exclusivement pour les entreprises du pôle de Carajás.*

ASIBRAS (2006), *Données collectées auprès du Sindiferpa en juillet 2009 sur la production, l'exportation, le prix du charbon de bois et les surfaces plantées en eucalyptus en 2006 venant de l'Association des sidérurgistes du Brésil (Asibras), exclusivement pour les entreprises du pôle de Carajás.*

ASICA (2007), "Sustentabilidade da produção de ferro gusa a partir de carvão vegetal: resultados dos levantamentos de fontes de matéria prima florestal no estado do Pará", Asica, Belém, [en ligne], http://www.mma.gov.br/estruturas/sfb/_arquivos/seminario_dfs_carajas_assoc_siderurgicas_carajas.pdf, (page consultée le 8 octobre 2010).

AZEVEDO, T. (2007), *Promoção de emprego, renda e desenvolvimento com base no uso sustentável dos recursos florestais, Distrito Florestal Sustentável* [en ligne] http://www.mma.gov.br/estruturas/sfb/_arquivos/seminario_dfs_carajas_sfb.pdf (page consultée en octobre 2010).

BARROS, N.F. et N.B. COMERFORD (2002), "Sustentabilidade da produção de florestas plantadas na região tropical", *tópicos em ciência do solo (Topics in Soil Science)*, vol. 2, Sociedade Brasileira Ciência Solo, Viçosa.

BEHLING, M. (2009), *Nutrição, partição de biomassa e crescimento de povoamentos de teca em Tangará da Serra-MT*, thèse de doctorat, UFV, Viçosa.

BERNHARD-REVERSTAT, F. - ed. - (2001), *Effect of Exotic Tree Plantations on Plant Diversity and Biological Soil Fertility in the Congo Savanna: with Special Reference to Eucalypts*, CIFOR, Indonesia.

BERTRAND, A. (1999), « La dynamique séculaire des plantations d'eucalyptus sur les hautes terres malgaches », *Le Flamboyant*, 49, pp. 45-48.

BOLSA FLORESTAL (2011), « Bolsa florestal : mudas de eucalipto - plantio de Eucalipto », [en ligne] www.bolsaflorestal.com.br (page consultée le 25 février 2011).

BORGES, J.S. (2009), *Parametrização, calibração e validação do modelo 3-PG para eucalipto na região do cerrado de Minas Gerais*, mémoire de maîtrise, UFV, Viçosa (MG).

BOUILLET, J.-P., J.-P. LACLAU et M. BEHLING (2010), *projet Energie et reboisement en Amazonie (ERA), évaluation de l'intérêt écologique de différentes modalités de reboisement à vocation énergétique, rapport final de la composante 2 écologique du projet ERA*, Cirad, Montpellier.

BOUILLET, J.-P., J.-P. LACLAU, J.L.M. GONCALVEZ, M.Z. MOREIRA, P.C.O. TRIVELIN, C. JOURDAN, E.V. SILVA, M.C. PICCOLO, S.M. TSAI et A. GALIANA (2008), "Mixed-Species Plantations of *Acacia Mangium* and *Eucalyptus Grandis* in Brazil: 2. Nitrogen Accumulation in the Stands and Biological N₂ Fixation", *Forest Ecology and Management*, vol. 255, 12, pp. 3918-3930.

- BOUILLET J.-P., R. SAFOU-MATONDO, J.-P. LACLAU, J.-D. NZILA, J. RANGER et P. DELEPORTE (2004), « Pour une production des plantations d'eucalyptus au Congo : la fertilisation », *Bois et forêts des tropiques*, vol. 279, 1, pp. 23-35.
- BRITO J.O., J.-P. LACLAU, M. RIOM et W.F. QUIRINO (2006), « Le charbon de bois au Brésil », *Bois et forêts des tropiques*, vol. 289, 3, pp. 59-68.
- BROWN, S et A.E. LUGO (1990), "Tropical Secondary Forests", *Journal of Tropical Ecology*, vol. 6, 1, pp. 1-32.
- BUTTERFIELD, R. et M. ESPINOZA (1995), "Screening Trial of 14 Tropical Hardwoods with an Emphasis on Species Native to Costa Rica: Fourth Year Results", *New Forests*, vol. 9, 2, pp. 135-145.
- BUTTERFIELD, R. et R. FISHER (1994), "Untapped Potential: Native Species for Reforestation", *Journal of Forestry*, vol. 92, 6, pp. 37-40.
- BUTTERFIELD, R. (1990), "Native Species for Reforestation and Land Restoration: a Case Study from Costa Rica", *Proceedings from the 19th IUFRO World Congress*, Montreal.
- CALAIS, D. (2009), *Florestas energéticas no Brasil, demanda e disponibilidade*, AMS, Belo Horizonte [en ligne] http://www.silviminas.com.br/Publicacao/Arquivos/publicacao_472.pdf (page consultée le 19/04/2010).
- CAMPOS, A. (2007), "Vale do Rio Doce anuncia corte de fornecimento a siderúrgicas", *repórter Brasil*, [en ligne] <http://www.reporterbrasil.org.br/exibe.php?id=1153> (page consultée le 20 février 2011).
- CARDOSO, F.C (2008), *Do confronto à governança ambiental: uma perspectiva institucional para a moratória da soja na Amazônia*, mémoire de maîtrise en sciences de l'environnement, USP, São Paulo.
- CARNEIRO, M.S. (2008), "Crítica social e responsabilização empresarial: análise das estratégias para a legitimação da produção siderúrgica na Amazônia oriental", *Caderno CRH*, vol. 21, 53, pp. 323-336.
- CARVALHO, P.E.R. (2007), "*Paricá Schizolobium amazonicum*", circular técnica 142, Embrapa (Institut brésilien de recherche agronomique), Colombo.
- CARVALHO, P.E.R. (2003), *Espécies arbóreas brasileiras*. Brasília, DF, Embrapa informação tecnológica, Embrapa florestas, Colombo.
- CARPANEZZI, A.A., L.C.T. MARQUES et M. KANASHIRO (1983), "Aspectos ecológicos e silviculturais de taxi-branco-da-terra-firme (*Sclerolobium Paniculatum* Vogel)", *Circular técnica 8*, Embrapa-URPFCS, Curitiba.
- CARRERE, R. et L. LOHMANN (1996), *Pulping the South: Industrial Tree Plantations and the World Paper Economy*, Zed Books, London.
- CGEE (2010), *Incremento do carvão vegetal renovável na siderurgia brasileira: relatório final*, CGEE, Brasília.
- CHENOST, C., Y.-M. GARDETTE, J. DEMENOIS, N. GRONDARD, M. PERRIER et M. WEMAÈRE (2010), *Les marchés du carbone forestier*, ONF International/PNUE/AFD, Paris [en ligne] http://www.onf.fr/onf/@@display_media.html?oid=IN0000000ff4 (page consultée le 05/10/2010).

CINTRA, T.C. (2009), *Avaliações energéticas de espécies florestais nativas plantadas na região do Médio Paranapanema*, SP, mémoire de maîtrise, École supérieure d'agriculture "Luiz de Queiroz", USP, Piracicaba.

CIPOLLA, C.M. (1980), *Before the Industrial Revolution: European Society and Economy, 1000-1700*, W.W. Norton and Company, Londres.

CORBEELS, M., R.E. McMURTRIE, D.A. PEPPER, D.S. MENDHAM, T.S. GROVE et A.M. O'CONNELL (2005), "Long-Term Changes in Productivity of Eucalypt Plantations under Different Harvest Residue and Nitrogen Management Practices: a Modelling Analysis", *Forest Ecology and Management*, vol. 217, 1, pp. 1-18.

CORRÊA, M. (2009), O cenário econômico do ferro-gusa. Notícias do Sindiferpa <http://www.sindiferpa.com.br/artigo.htm> (page consultée le 18/03/2011)

COSSALTER, C. et C. PYE-SMITH (2003), *Fast-Wood Forestry: Myths and Realities*, Cifor, Jakarta.

COUTINHO, T.A., J. ROUX, K.-H. RIEDEL, J. TERBLANCHE et M.J. WINGFIELD (2000), "First Report of Bacterial Wilt Caused by *Ralstonia Solanacearum* on Eucalypts in South Africa", *Forest Pathology*, vol. 30, 4, pp. 205-210.

CUNNINGHAM, S.A., R.B. FLOYD et T.A. WEIR (2005), "Do *Eucalyptus* Plantations Host an Insect Community Similar to Remnant *Eucalyptus* Forest?", *Austral Ecology*, vol. 30, 1, pp. 103-117.

DIABANGOUAYA, M. et Y. GILLON (2001), « Adaptation d'*Helopeltis Schoutedeni Reuter* (Heteroptera : Miridae) aux eucalyptus plantés au Congo : dégâts et moyens de lutte », *Bois et forêts des tropiques*, vol. 267, 1, pp. 5-20.

DESPREZ-LOUSTAU, M.-L., B. MARCAIS, L.-M. NAGELEISEN, D. PIOUS et A. VANNINI (2006), "Interactive Effects of Drought and Pathogens in Forest Trees", *Annals of Forest Science*, vol. 63, 6, pp. 597-612.

DRIGO, I., M.-G. PIKETTY, W. PENA et P. SIST (2010), *Community-Based Forest Management Plans in the Brazilian Amazon: Current Barriers and Necessary Reforms*, Paper Presented at the Seminar "Taking Stock of Smallholder and Community Forestry: where do we go from here", Cifor/IRD/Cirad/Agropolis, 24-26 March 2010, Montpellier.

DUCHESNE, L. et D. HOULE (2008), "Impact of Nutrient Removal through Harvesting on the Sustainability of the Boreal Forest", *Ecological Applications*, vol. 18, 7, pp. 1642-1651.

DUCKE, A. (1949), "Notas sobre a flora neotrópica - II. As leguminosas da Amazônia Brasileira", *Boletim Técnico 18*, Instituto Agrônômico do Norte, Belem.

DUFOUR, T. (2010), *Analyse des opportunités de projets « carbone » dans le secteur sidérurgique du pôle de Carajas*, Rapport final du projet ERA, ONF International, Paris.

DURIEUX, L., V. CESARI et C. BOUTROLLE (2010), *Cartographie par satellite des terres éligibles au marché carbone pour reforestation*, Rapport final du projet ERA, IRD, Brasília.

DU TOIT, B. (2008), "Effects of Site Management on Growth, Biomass Partitioning and Light Use Efficiency in a Young Stand of *Eucalyptus Grandis* in South Africa", *Forest Ecology and Management*, vol. 255, 7, pp. 2324-2336.

- DU TOIT, B et S.B. DOVEY (2005), "Effect of Site Management on Leaf Area, Early Biomass Development, and Stand Growth Efficiency of a *Eucalyptus Grandis* Plantation in South Africa", *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 35, 4, pp. 891-900.
- DU TOIT, B. et D. OSCROFT, (2003a), *Growth Response of a Eucalypt Hybrid to Fertilisation at Planting across Five Site Types in Zululand*, ICFR Bulletin 21.
- DU TOIT, B. et D. DREW (2003b), *Effects of Fertilising Four Eucalypt Hybrid Stands on Wood Density, Screened Pulp Yield and Fibre Production*, ICFR Bulletin 22.
- DU TOIT, B. (2003c), "Effects of Site Management Operations on the Nutrient Capital of a Eucalypt Plantation System in South Africa", *Southern African Forestry Journal*, n° 199, pp. 15-25.
- DU TOIT, B. (1995), *Guidelines for the Fertilization of Pine, Eucalypt and Wattle Plantations in the Summer Rainfall Areas of Southern Africa*, ICFR Bulletin series 10.
- DYE, P.J. (1996), "Climate, Forest and Streamflow Relationships in South African Afforested Catchments", *Commonwealth Forestry Review*, vol. 75, 1, pp. 31-38.
- EL-KHAWAS, S. A. et M.M. SHEHATA (2005), "The Allelopathic Potentialities of *Acacia Nilotica* and *Eucalyptus Rostrata* on Monocot (*Zea mays L.*) and Dicot (*Phaseolus Vulgaris L.*) Plants", *Biotechnology*, vol. 4, 1, pp. 23-34.
- ENGEL, V., E.G. JOBBAGY, M. STIEGLITZ, M. WILLIAMS et R.B. JACKSON (2005), "Hydrological Consequences of *Eucalyptus* Afforestation in the Argentine Pampas", *Water Resources Research*, vol. 41, 10, pp. 1-14.
- FARLEY, K.A., G. PINEIRO, S.M. PALMER, E.G. JOBBAGY et R.B. JACKSON (2008), "Stream Acidification and Base Cation Losses with Grassland Afforestation", *Water Resources Research*, vol. 44.
- FONTES, P.J.P. (1994), *Auto-suficiência energética em serraria de Pinus e aproveitamento dos resíduos*, mémoire de maîtrise en génie forestier, Département des sciences agricoles, UFPR (université fédérale de l'État du Parana), Curitiba.
- FORRESTER, D.I., J. BAUHUS, A.L. COWIE et J.K. VANCLAY (2006), "Mixed-Species Plantations of *Eucalyptus* with Nitrogen Fixing Trees: a Review", *Forest Ecology and Management*, vol. 233, 2-3, pp. 211-230.
- FORRESTER, D.I., J. BAUHUS et A.L. COWIE (2005), "On the Success and Failure of Mixed-Species Tree Plantations: Lessons Learned from a Model System of *Eucalyptus Globulus* and *Acacia Mearnsii*", *Forest Ecology and Management*, vol. 209, 1-2, pp. 147-155.
- GARDETTE, Y.-M. et B. LOCATELLI (2007), « Les marchés du carbone forestier. Comment un projet peut-il vendre des crédits carbone ? », ONF International, Cirad, Paris.
- GONÇALVES, J.L.M., J.L. STAPE, J.-P. LACLAU, J.-P. BOUILLET et J. RANGER (2008), "Assessing the Effects of Early Silvicultural Management on Long-Term Site Productivity of Fast-Growing Eucalypt Plantations: The Brazilian Experience", *Southern Forests*, vol. 70, 2, pp.105-118.
- GONÇALVES, J. (2007), "Sistemas JG de formação de unidades pequenas, médias e grandes de produção de carvão vegetal de qualidade metalúrgica", Seminário processos de produção de Carvão vegetal com aplicação na Indústria do Aço, Belém, Pará, 4/12.

- GONÇALVES, J.L.M., J.L. STAPE, V. BENEDETTI, V.A.G. FESSEL et J.L. GAVA (2000), "Reflexos do cultivo mínimo e intensivo do solo em sua fertilidade e nutrição das árvores", in GONCALVES, J.L.M., V. BENEDETTI (ed.), *Nutricao e fertilização florestal*, IPEF, Piracicaba.
- GONÇALVES, C.A. (1999), "Celulose e carvão vegetal de *Mimosa Caesalpinifolia Benth* (Sabiá)", *Revista floresta e ambiente*, vol. 6, 1, pp. 51-58.
- GUNES, A., A. INAL, N. CICEK et F. ERASLAN (2007), "Role of Phosphatases, Iron Reducing, and Solubilizing Activity on the Nutrient Acquisition in Mixed Cropped Peanut and Barley", *Journal of Plant Nutrition*, vol. 30, 10-12, 1555-1568.
- HAGGAR, J.P., C.B. BRISCOE et R.P. BUTTERFIELD (1998), "Native Species: a Resource for the Diversification of Forestry Production in the Lowland Humid Tropics", *Forest Ecology and Management*, vol. 106, 2-3, pp. 195-203.
- HARRINGTON, C.A. (1999), "Forests Planted for Ecosystem Restoration or Conservation", *New Forests*, 17-18, 1-3, pp. 175-190.
- HAWES, J., C. DA SILVA MOTTA, W.L. OVERAL, J. BARLOW, T.A. GARDNER et C.A. PERES (2009), "Diversity and Composition of Amazonian Moths in Primary, Secondary and Plantation Forests", *Journal of Tropical Ecology*, vol. 25, 3, pp. 281-300.
- HEATH, R.N., M.J. WINGFIELD, B.D. WINGFIELD, G. MEKE, A. MBAGA et J. ROUX (2009), "*Ceratocystis* Species on *Acacia Mearnsii* and *Eucalyptus Spp.* in Eastern and Southern Africa Including Six New Species", *Fungal Diversity*, vol. 34, pp. 41-68.
- HERBERT, M.A. (1996), "Fertilizers and Eucalypt Plantations in South Africa", in ATTWILL P. M. et M. A. ADAMS (ed.), *Nutrition of Eucalypts*, CSIRO Publishing, Collingwood, Victoria.
- HOMMA, A.K.O., R.N.B. ALVES, A.J.E. AMORIM DE MENEZES et G. BANDEIRA DE MATOS (2006), "Guseiras na Amazônia: perigo para floresta", *Ciência hoje*, vol. 39, 233, pp. 56-59.
- HOMMEL, T. et O. GODDARD (2001), « Contestation sociale et stratégies de développement industriel. Application du modèle de la gestion contestable à la production industrielle d'OGM », *les Cahiers du laboratoire d'économétrie de l'Ecole polytechnique*, n° 15.
- IBAMA (2011), "Database of Brazilian Woods", the Forest Products Laboratory (LPF), Ibama [en ligne] <http://www.ibama.gov.br/lpf/madeira/> (page consultée le 22 février 2011).
- IOS (2006), *Responsabilidade social das empresas siderúrgicas na cadeia produtiva do ferro-gusa na região de Carajás: os produtores de carvão vegetal*, site de l'Institut de l'observatoire social [en ligne] <http://www.os.org.br/download/asica-mar06.pdf> (page consultée le 19 avril 2010).
- JOBAGY, E.G. et R.B. JACKSON (2003), "Patterns and Mechanisms of Soil Acidification in the Conversion of Grasslands to Forests", *Biogeochemistry*, vol. 64, 2, pp. 205-229.
- KÄFFER, M.I., G. GANADE et M.P. MARCELLI (2009), "Lichen Diversity and Composition in Araucaria Forests and Tree Monocultures in Southern Brazil", *Biodiversity and Conservation*, vol. 18, 13, pp. 1-19.
- KERN JUNQUEIRA, L., E. DIEHL et E.B. FILHO (2009), "Termite (Isoptera) Diversity in Eucalyptus-Growth Areas and in Forest Fragments", *Sociobiology*, vol. 53, 3, pp. 805-828.

KLEIDON, A. et M. HEIMANN (2000), "Assessing the Role of Deep Rooted Vegetation in the Climate System with Model Simulations: Mechanism, Comparison to Observations and Implications for Amazonian Deforestation", *Climate Dynamics*, vol. 16, 2-3, pp. 183-199.

KNOWLES, O.H. et J.A. PARROTTA (1995), "Amazonian Forest Restoration: an Innovative System for Native Species Selection Based on Phonological Fata and Field Performance Indices" *Commonwealth Forestry Review*, vol. 74, 3, pp. 230– 243.

LACLAU, J.-P., J. RANGER, J.L. M. GONÇALVES, V. MAQUERE, A.V. KRUSHE, A. THONG M'BOU, Y. NOUVELLON, L. SAINT-ANDRÉ, J.-P. BOUILLET, M.C. PICCOLO et P. DELEPORTE (2010a), "Biogeochemical Cycles of Nutrients in Tropical *Eucalyptus* Plantations. Main Features Shown by Intensive Monitoring in Congo and Brazil", *Forest Ecology and Management*, vol. 259, 9, pp. 1771-1785.

LACLAU, J.-P., J. LEVILLAIN, P. DELEPORTE, J.-D. NZILA, J.-P. BOUILLET, L. SAINT-ANDRÉ, A. VERSINI, L. MARESCAL, Y. NOUVELLON, A. THONGO M'BOU et J. RANGER (2010b), "Organic Residue Mass at Planting is an Excellent Predictor of Tree Growth in *Eucalyptus* Plantations Established on a Sandy Tropical Soil", *Forest Ecology and Management*, vol. 260, 12, pp. 2148-2159.

LACLAU, J.-P., M. BEHLING et J.-P. BOUILLET (2010c), *Rapport intermédiaire du projet ERA*, Cirad, Montpellier.

LACLAU, J.-P., J.-P. BOUILLET, J.L.M. GONÇALVES, E.V. SILVA, C. JOURDAN, M.C.S. CUNHA, M.R. MOREIRA, L. SAINT-ANDRÉ, V. MAQUERE, Y. NOUVELLON et J. RANGER (2008), "Mixed-Species Plantations of *Acacia Mangium* and *Eucalyptus Grandis* in Brazil: 1. Growth Dynamics and Aboveground Net Primary Production", *Forest Ecology and Management*, vol. 255, 12, pp. 3905-3917.

LACLAU, J.-P., J. RANGER, P. DELEPORTE, Y. NOUVELLON, L. SAINT-ANDRÉ, S. MARLET et J.-P. BOUILLET (2005), "Nutrient Cycling in a Clonal Stand of *Eucalyptus* and an Adjacent Savanna Ecosystem in Congo: 3. Input-Output Budgets and Consequences for the Sustainability of the Plantations", *Forest Ecology and Management*, vol. 210, 1-3, pp. 375-391.

LACLAU, J.-P., J. RANGER, J.-D. NZILA, J.-P. BOUILLET et P. DELEPORTE(2003), "Nutrient Cycling in a Clonal Stand of *Eucalyptus* and an Adjacent Savanna Ecosystem in Congo: 2. Chemical Composition of Soil Solutions", *Forest Ecology and Management*, vol. 180, 1-3, pp. 527-544.

LAMB, D. (1998), "Large Scale Ecological Restoration of Degraded Tropical Forest Lands: the Potential Role of Timber Plantations", *Restoration Ecology*, vol. 6, 3, pp. 271-279.

LANDSBERG, J.J., R.H., WARING et N.C. COOPS (2003), Performance of the Forest Productivity Model 3-PG Applied to a Wide Range of Forest Types, *Forest Ecology and Management*, vol 172, pp. 199-214.

LANDSBERG, J.J. et S.T. GOWER (1997), *Applications of Physiological Ecology to Forest Management*, Academic Press, San Diego.

LANDSBERG, J.J. et R.H. WARING (1997), A Generalized Model of Forest Productivity Using Simplified Concepts of Radiation-Use Efficiency, Carbon Balance and Partitioning, *Forest Ecology and Management*, vol 95, pp. 209-228

LENTINI, M., D. PEREIRA, D. CELENTANO et R. PEREIRA (2005), *Fatos Florestais da Amazônia 2005*, Imazon, Belem.

LIMA, A.M.N., I.R. SILVA, J.C.L. NEVES, R.F. NOVAIS, N.F. BARROS, E.S. MENDONCA, T.S. SMYTH, M.S. MOREIRA et F.P. LEITE (2006), "Soil Organic Carbon Dynamics Following Afforestation of Degraded Pastures with *Eucalyptus* in Southeastern Brazil", *Forest Ecology and Management*, vol. 235, 1-3, pp. 219-231.

- LORENZI, H. (1998), *Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil*, vol. 2, plantarum, nova odessa, São Paulo.
- LOUMETO, J.-J. et C. HUTTEL (1997), "Understory Vegetation in Fast-Growing Tree Plantations on Savanna Soils in Congo", *Forest Ecology and Management*, vol. 99, 1-2, pp. 65-81.
- MANESCHY, R.Q. (2008), *Potencial e viabilidade econômica dos sistemas silvipastoris no Estado do Pará*, thèse de doctorat, université fédérale rurale d'Amazonie (UFRA), Belem.
- MAQUERE, V., J.-P. LACLAU, M. BERNOUX, L. SAINT-ANDRÉ, J.L.M. GONÇALVES, C. CERRI, M.C. PICCOLO et J. RANGER (2008), "Influence of Land Use (Savanna, Pastures, *Eucalyptus* Plantations) on Soil Carbon and Nitrogen Stocks in Brazil", *European Journal of Soil Science*, vol. 59, 5, pp. 863-877.
- MARABOTO, M.T., M.P.S.C. CUNHA, C.L. F. PONTES, I.A. CRUZ et Z.B. CUNHA (1989), "Poder calorífico e pirolise de dez espécies florestais da Amazonia brasileira - peruana", in *encontro brasileiro em Madeiras e em estruturas de Madeira, Anais 3*, Escola de engenharia de São Carlos (EESC), laboratório de Madeiras e de estruturas de Madeira (LaMEM), São Carlos.
- MASSENGALE, R. (2006), *Black Gold: a History of Charcoal in Missouri*, Author House, Bloomington (Indiana).
- MBOUKOU-KIMBATSA, I.M.C., F. BERNHARD-REVERSAT et J.J. LOUMETO (1998), "Change in Soil Macrofauna and Vegetation when Fast-Growing Trees are Planted on Savanna Soils", *Forest Ecology and Management*, vol. 110, 1-3, pp. 1-12.
- MINITEC (2008), *Gusa: carvão vegetal e coque, parecer tecnico, Divinópolis, 14 de abril de 2008*, document de circulation interne aux entreprises sidérurgiques du Minas Gerais, obtenu en 2008 lors d'enquêtes sur le terrain.
- MOURÃO, K.S.M. et C.M. BELTRATI (1995), "Morfologia dos frutos, sementes e plântulas de *Platonia insignis* Mart. (Clusiaceae). I. aspectos anatômicos dos frutos e sementes em desenvolvimento", *Acta Amazonica*, vol. 25, 1, pp. 11-32.
- MITCHELL, A.D. et P.J. SMETHURST (2004), "Surface Soil Changes in Base Cation Concentrations in Fertilised Hardwood and Softwood Plantations in Australia", *Forest Ecology and Management*, vol. 191, 1-3, pp. 253-265.
- MONTAGNINI, F., E. GONZALES, R. RHEINGANS et C. PORRAS (1995), "Mixed and Pure Forest Plantations in the Humid Neotropics: a Comparison of Early Growth, Pest Damage and Establishment Costs", *Commonwealth Forestry Review*, vol. 74, 4, pp. 306-314.
- MONTEIRO, M.A. (2006), "Em busca de carvão vegetal barato: o deslocamento de siderúrgica para a Amazônia", *novos cadernos NAEA*, vol. 9, 2, pp. 55-97.
- MONTEIRO, M.A. (1998), *Siderurgia na Amazônia: drenagem energético-material e pauperização regional*, universidade federal do Pará (UFPA), núcleo de altos estudos amazônicos, Belem.
- MONTEIRO, A., D. CARDOSO, A. VERISSIMO et C. SOUZA JR (2009), *Transparência manejo florestal do estado do Para*, Imazon, Belem [en ligne] http://www.imazon.org.br/novo2008/arquivosdb/TFMANEJO_Final.pdf (page consultée le 4 octobre 2010).
- MORELLO T.F. et M.-G. PIKETTY (2010), *Transição das siderúrgicas do pólo de Carajás para um padrão de baixa contestabilidade socioambiental: foco nos incentivos econômicos*, Energia e reflorestamento na Amazônia (ERA), relatório final componente 2, AFD, Cirad, USP/NESA [en ligne] http://www.nesa.org.br/pdf/Consultorias/Morello%20_%20Piketty%20_2010_%20final.pdf (page consultée le 1er octobre 2010).

- MORELLO, T.F. (2009), *Carvão vegetal e siderurgia: de elo perdido a solução para um mundo pós-Kyoto*, mémoire de maîtrise, faculdade de economia, administração e contabilidade da USP, São Paulo [en ligne] <http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/12/12138/tde-07122009-093830/> (page consultée le 19 avril 2010).
- MORELLO, T.F., A. FALLOT et M.-G. PIKETTY (2008), *Eucalyptus Plantation for Charcoal Production in Brazil: Assessment of Potentials and Limits of Large Scale Versus Small Scale Schemes*, relatório final de estudo realizado no âmbito do projeto europeu Ultra Low CO₂ Steelmaking (ULCOS), Cirad.
- NICHOLS, D. (1994), "*Terminalia amazonia* (Gmel.) Exell: Development of Native Species for Reforestation and Agroforestry", *Commonwealth Forestry Review*, vol. 73, 1, pp. 9-13.
- NOUVELLON, Y, J.-L. STAPE, J.-M. BONNEFOND, J.-P. BOUILLET, L. SAINT-ANDRÉ, O. HAMEL, D. EPRON, G. LE MAIRE, O. ROUPSARD, H. DA ROCHA, J.L.M. GONÇALVES, C. MARSDEN, C. JOURDAN et J.-P. LACLAU (2009), "Carbon Sequestration and Water-Use by Eucalypt Plantations in Congo and Brazil", Communication at the International Conference *Knowledge-Based Management of Tropical Rainforests*, 22-28 November, Cayenne, French Guyana.
- NUMAZAWA, S., P.L.C. BARROS, M.S.P. CARVALHO, M.P. SOUZA et T.Y.R. NAGAISHI (2007), *Estimativa de resíduos de indústrias madeireiras no estado do Pará*, FUNPEA/UFRA, Belem.
- NUMAZAWA, S., P.L.C. BARROS, M.S.P. CARVALHO, P.P. COSTA FILHO, M.P. SOUZA et T.Y.R. NAGAISHI (2006), *Estimativa do volume de resíduos de exploração florestal no estado do Para*, FUNPEA/UFRA, Belem.
- NUÑEZ-REGUEIRA, L., J.A. RODRIGUEZ-AÑON, J. PROUPIN-CASTIÑEIRAS, M. VILLANUEVA-LOPEZ et O. NUÑEZ-FERNANDEZ (2006), "Study of the Influence of Different Forest Species on the Microbial Activity in Soils", *Journal of Thermal Analysis and Calorimetry*, vol. 84, 1, pp. 7-13.
- NZILA, J.-D., J.-P. BOUILLET, J.-P. LACLAU et J. RANGER (2002), "The Effects of Slash Management on Nutrient Cycling and Tree Growth in *Eucalyptus* Plantations in the Congo", *Forest Ecology and Management*, 171, 1-2, pp. 209-221.
- OHASHI, S.T. (2005), *Variabilidade genética e fenotípica entre procedências de Paricá - Schizolobium parahyba var amazonicum (Huber ex Ducke) Barneby visando seleção de materiais genéticos para sistemas agroflorestais*, thèse de doctorat en sciences de l'agriculture, UFRA, Belem.
- PARROTTA, J., J.W. TURNBULL et N. JONES (1997), "Catalyzing Native Forest Regeneration on Degraded Tropical Lands", *Forest Ecology and Management*, vol. 99, 1-2, pp. 1-7.
- PAULA, J.E. (2005), "Caracterização anatômica da madeira de espécies nativas do cerrado, visando sua utilização na produção de energia", *Cerne*, vol. 11, 1, pp. 90-100.
- PAULA, J.E. (1982), "Espécies nativas com perspectivas energéticas", *Silvicultura em São Paulo*, vol. 16A, 2, pp. 1259-1315.
- PEREIRA, D., D. SANTOS, M. VEDOVETO, J. GUIMARÃES, A. VERISSIMO, (2010), *Fatos florestais da Amazônia 2010*. Imazon, Belem.
- PINHEIRO, P.C. DA C., R.S. SAMPAIO, M.E.A. REZENDE et E. VIANA (2008), *a produção de carvão vegetal: teoria e prática*, edição do autor, 2a edição revista e ampliada, Belo Horizonte.

- PIOTTO, D., F. MONTAGNINI, L. UGALDE et M. KANNINEN (2003a), "Growth and Effects of Thinning of Mixed and Pure Plantations with Native Trees in Humid Tropical Costa Rica", *Forest Ecology and Management*, vol. 177, 1-3, pp. 427-439.
- PIOTTO, D., F. MONTAGNINI, L. UGALDE et M. KANNINEN (2003b), "Performance of forest plantations in small and medium-sized farms in the Atlantic lowlands of Costa Rica", *Forest Ecology and Management*, vol. 175, 1-3, pp. 195-204.
- PIRES, A.C., P. ROUSSET et T.O. RODRIGUES (2010), *Bilan carbone de la chaîne de production de charbon de bois*, Rapport final de la composante 3 du projet ERA, Cirad/UNB, Brasília.
- PIRES, I.P.P. et C.R. MARCATI (2005), "Anatomia e uso da madeira de duas variedades de *Sclerolobium paniculatum* Vog. do Sul do Maranhão, Brasil", *Acta Botânica Brasileira*, vol. 19, 4, pp. 669-678.
- PROENÇA V.M., H.M. PEREIRA, J. GUILHERME et L. VICENTE (2010), "Plant and Bird Diversity in Natural Forests and in Native and Exotic Plantations in NW Portugal", *Acta Oecologica*, vol. 36, 219-226.
- RAINTREE, J.B. (1996), "The Great Eucalyptus Debate: What it is really all about", in FAO, *Reports submitted to the regional expert consultation on eucalyptus. Volume II*, FAO Regional Office for Asia and the Pacific [en ligne] <http://www.fao.org/DOCREP/005/AC772E/ac772e08.htm> (page consultée le 20 février 2011).
- REDONDO-BRENES, A. (2007), "Growth, carbon sequestration, and management of native tree plantations in humid regions of Costa Rica", *New Forests*, vol. 34, 3, pp. 253-268.
- RIBEIRO JR, R. (2007), "Governo discute na Alepa pólo Carajás", *Contraponto & Reflexão*. Espaço dedicado para debate de temas relevantes - Informação e Conhecimento [en ligne] <http://ribamarribeirojunior.blogspot.com/search?q=omc> (page consultée le 19 février 2011).
- RODRIGUES, T.O. (2010), *Diagnóstico dos Resíduos Florestais no Estado do Pará*, Rapport intermédiaire réalisé dans le cadre du projet ERA, Cirad/UNB, Montpellier.
- RODRIGUES, R.R., S. GANDOLFI, A.G. NAVE, J. ARONSON, T.E. BARRETO, C.Y. VIDAL et P.H.S. BRANCALION (2010), "Large-Scale Ecological Restoration of High-Diversity Tropical Forests in SE Brazil", *Forest Ecology and Management*, Article in Press, Corrected Proof.
- ROSA, L. DOS S. (2006), "Ecologia e silvicultura do paricá (*Schizolobium amazonicum* Huber ex Ducke) na Amazônia Brasileira", *Revista de Ciências Agrárias*, n° 45, pp. 135-174.
- ROSILLO-CALLE, F. et G. BEZZON (2005), "Produção e Uso Industrial de Carvão Vegetal", in ROSILLO-CALLE, F., S.V. BAJAY et H. ROTHMAN, *Uso da biomassa para produção de energia na indústria brasileira*, Editora da Unicamp (universidade estadual de Campinas), Campinas.
- ROSILLO-CALLE, F., M.A.A. DE REZENDE, P. FURTADO et D.O. HALL (1996), *The Charcoal Dilemma: Finding Sustainable Solutions for Brazilian Industry*, Intermediate Technology Publications, London.
- ROUX, J., T.A. COUTINHO, M.J. WINGFIELD et J.-P. BOUILLET (2000), "Diseases of Plantation *Eucalyptus* in the Republic of the Congo", *South African Journal of Science*, vol. 96, 8, pp. 454-456.

SAMPAIO, R.S., P.C.C. PINHEIRO et E. REZENDE (2007), *Vantagens comparativas e competitivas do uso do biocombustível sólido na industrial siderúrgica nacional*, Seminário de avaliação do potencial do MDL para projetos no setor de silvicultura e indústria de Ferro-Gusa, 06/07/2007, Minas Gerais.

SASIKUMAR, K., C. VIJAYALAKSHMI et K.T. PARTHIBAN (2004), "Allelopathic Effects of Four Eucalyptus Species on Cowpea (*Vigna Unguiculata*)", *Journal of Tropical Forest Science*, vol. 16, 4, pp. 419-428.

SCHNAIDER, R.R., E. ARIMA, A. VERISSIMO, P. BARRETO et C. SOUZA JR (2000), *Amazônia sustentável: limites e oportunidades para o desenvolvimento rural Brasília*, Imazon, Belem.

SCOTT, D.F et F.W. PRINSLOO (2009), "Longer-Term Effects of Pine and Eucalypt Plantations on Streamflow", *Water Resources Research*, vol. 45, 7.

SECTAM (2010), *Secretaria de Estado do meio ambiente do estado do Pará, SIMLAM, Sistema integrado de monitoramento e licenciamento ambiental* [en ligne] <http://monitoramento.sema.pa.gov.br/simlam/> (page consultée le 16 février 2011).

SEDECT (2010), Informations communiquées par le chef du Centre des relations interinstitutionnelles de la Sedect de l'État du Para, lors d'un entretien réalisé en décembre 2009.

SELWYN, M.A et R. GANESAN (2009), "Evaluating the Potential Tole of *Eucalyptus* Plantations in the Regeneration of Native Trees in Southern Western Ghats, India", *Tropical Ecology*, vol. 50, 1, pp. 173-189.

SEMA-PA (2009), *SISFLORA, Sistema de comercialização e transporte de produtos florestais* [en ligne] <http://monitoramento.sema.pa.gov.br/sisflora/> (page consultée le 16 février 2011).

SENBETA F., D. TEKETAY et B.A. NÄSLUND (2002), "Native Woody Species Regeneration in Exotic Tree Plantations at Munessa-Shashemene Forest, Southern Ethiopia", *New Forests*, vol. 24, 2, pp. 131-145.

SILVA, G.G.C. (2006), *Nutrição, crescimento e sua modelagem em povoamentos de eucalipto em reposta à disponibilidade de água e nutrientes*, thèse de doctorat (sols et nutrition des plantes), UFV, Viçosa.

SILVA JR, M.C. (DA.) (2005), *100 árvores do Cerrado: guia de campo*, Rede de Sementes do Cerrado, Brasília.

SILVA, L.B.X., F. REICHMANN et I. TOMASELLI (1983), "Estudo comparativo da produção de biomassa para energia entre 23 espécies florestais", *Silvicultura*, vol. 8, 28, pp. 872-878.

SILVER, W.L., L.M. KUEPPERS, A.E. LUGO, R. OSTERTAG et V. MATZEK (2004), "Carbon Sequestration and Plant Community Dynamics Following Reforestation of Tropical Pasture", *Ecological Applications*, vol. 14, 4, pp. 1115-1127.

SINDIFER (2010), *Produção total de ferro-gusa no Brasil, 2007* [en ligne] http://www.sindifer.com.br/Anuario_2007.html (page consultée le 05 octobre 2010).

SINDIFERPA (2008), *O Pará na era do aço, revista pólo sustentável, informativo do dindicato das indústrias de ferro gusa do Estado do Pará, agosto* [en ligne] <http://www.sindiferpa.com.br/polo/polo20080708.pdf> (page consultée le 16 février 2011).

SMETHURST, P., G. HOLZ, M. MORONI et C. BAILLIE (2004), "Nitrogen Management in Eucalyptus Nitens Plantations", *Forest Ecology and Management*, vol. 193, 1-2, pp. 63-80.

- SMETHURST, P., C. BAILLIE, M. CHERRY et G. HOLZ (2003), "Fertilizer Effects on LAI and Growth of Four *Eucalyptus Nitens* Plantations", *Forest Ecology and Management*, vol. 176, 1-3, pp. 531-542.
- SMETHURST, P.J., A.M. HERBERT et L.M. BALLARD (2001), "Fertilization Effects on Soil Solution Chemistry in Three Eucalyptus Plantations", *Soil Science Society of America Journal*, vol. 65, 3, pp. 795-804.
- SOTO, B., M.A. BREA, R. FÉREZ et F. DIAZ-FIERROS (2007), "Influence of 7-Year Old *Eucalyptus Globulus* Plantation on the Low Flow of a Small Basin", IAHS-AISH Publication, vol. 310, pp. 232-241.
- STAPE, J.-L., M.G. RYAN et D. BINKLEY (2004), "Testing the Utility of the 3-PG Model for Growth of *Eucalyptus Grandis* X *Urophylla* with Natural and Manipulated Supplies of Water and Nutrients", *Forest Ecology and Management*, vol. 193, 1-2, pp. 219-234.
- STAPE, J.-L. (2002), *Production Ecology of Clonal Eucalyptus Plantations in nNortheastern Brazil*, thèse de doctorat, Colorado State University, Fort Collins (Colorado).
- UHLIG, A., J. GOLDEMBERG et S. TEIXEIRA-COELHO (2008), "O uso de carvão vegetal na industria siderurgica brasileira e o impacto sobre as mudanças climaticas", *Revista Brasileira de Energia*, vol. 14, 2, pp. 67-85.
- VALE, A.T., M.A.M. BRASIL et A.L. LEÃO (2002), "Qualificação e caracterização energética da madeira e casca de espécies do cerrado", *Ciência Florestal*, vol. 12, 1, pp. 71-80.
- VAN HEERDEN, S.W., H.V. AMERSON, O. PREISIG, B.D. WINGFIELD et M.J. WINGFIELD (2005), "Relative Pathogenicity of *Cryphonectria Cubensis* on *Eucalyptus* Clones Differing in their Resistance to C-Cubensis", *Plant disease*, vol. 89, 6, pp. 659-662.
- VENTURIERI, G.C. (1999), "Reproductive Ecology of *Schizolobium Amazonicum* Huber ex Ducke and *Sclerolobium Paniculatum* Vogel (Leg. Caesalpinioidea) and its Importance in Forestry Management Projects", in *Simposio Silvicultura Na Amazônia Oriental: contribuições do projeto Embrapa/DIFID*, Embrapa-CPATU, Belem.
- VERISSIMO, A. et D. PEREIRA (2010), *Atividade madeireira na Amazonia Brasileira. Evolução, tendencias, inovações e mercado*, exposé présenté au séminaire "Manejo florestal na Amazonia", Santarem.
- VERISSIMO, A., C. SOUZA JR., D. CELENTANO, R. SALOMÃO, D. PEREIRA et C. BALIEIRO (2006), *Áreas para produção florestal manejada: detalhamento do macrozoneamento ecológico econômico do Estado do Pará*, Imazon, Belem.
- VIEIRA, P. (2009), *Les aires de réserves légales dans les États du Para et du Maranhão : analyse du cadre légal*, Ideflor, Belem.
- WANG, C, W. LIU, L. LIU et J. CUI (2006), "Plant Diversity of Different Replaced Communities after *Eupatorium Adenophorum* Removal", *Chinese Journal of Applied Ecology*, vol. 17, 3, pp. 377-383.
- WATRIN, O.S. et A.M.A. ROCHA (1991), "Levantamento da vegetação natural e uso da terra no município de Paragominas (PA) utilizando imagens TM/Landsat", Boletim de Pesquisa 124, Embrapa-CPATU, Belem.
- WSA (2010), *Steel Statistical Yearbook 2009*, World Steel Committee on Economic Studies, Brussels.
- WRM (1999), "Pulpwood Plantations: A Growing Problem", *WRM Campaign Material*, WRM [en ligne] <http://www.wrm.org.uy/plantations/material/problem.html> (page consultée le 16 février 2011).

Série Documents de travail / Working Papers Series Publiés depuis janvier 2009 / published since January 2009

Les numéros antérieurs sont consultables sur le site : <http://recherche.afd.fr>

Previous publications can be consulted online at: <http://recherche.afd.fr>

- N° 78 « L'itinéraire professionnel du jeune Africain » Les résultats d'une enquête auprès de jeunes leaders Africains sur les « dispositifs de formation professionnelle *post*-primaire »
Richard Walther, consultant ITG, Marie Tamoifo, porte-parole de la jeunesse africaine et de la diaspora
Contact : Nicolas Lejosne, département de la Recherche, AFD - janvier 2009.
- N° 79 Le ciblage des politiques de lutte contre la pauvreté : quel bilan des expériences dans les pays en développement ?
Emmanuelle Lavallée, Anne Olivier, Laure Pasquier-Doumer, Anne-Sophie Robilliard, DIAL - février 2009.
- N° 80 Les nouveaux dispositifs de formation professionnelle *post*-primaire. Les résultats d'une enquête terrain au Cameroun, Mali et Maroc
Richard Walther, Consultant ITG
Contact : Nicolas Lejosne, département de la Recherche, AFD - mars 2009.
- N° 81 *Economic Integration and Investment Incentives in Regulated Industries*
Emmanuelle Auriol, Toulouse School of Economics, Sara Biancini, Université de Cergy-Pontoise, THEMA,
Comments by : Yannick Perez and Vincent Rious - April 2009.
- N° 82 Capital naturel et développement durable en Nouvelle-Calédonie - Etude 1. Mesures de la « richesse totale » et soutenabilité du développement de la Nouvelle-Calédonie
Clément Brelaud, Cécile Couharde, Vincent Géronimi, Elodie Maître d'Hôtel, Katia Radja, Patrick Schembri, Armand Taranco, Université de Versailles - Saint-Quentin-en-Yvelines, GEMDEV
Contact : Valérie Reboud, département de la Recherche, AFD - juin 2009.
- N° 83 *The Global Discourse on "Participation" and its Emergence in Biodiversity Protection*
Olivier Charnoz. - July 2009.
- N° 84 *Community Participation in Biodiversity Protection: an Enhanced Analytical Framework for Practitioners*
Olivier Charnoz - August 2009.
- N° 85 Les Petits opérateurs privés de la distribution d'eau à Maputo : d'un problème à une solution ?
Aymeric Blanc, Jérémie Cavé, LATTIS, Emmanuel Chaponnière, Hydroconseil
Contact : Aymeric Blanc, département de la recherche, AFD - août 2009.
- N° 86 Les transports face aux défis de l'énergie et du climat
Benjamin Dessus, Global Chance.
Contact : Nils Devernois, département de la Recherche, AFD - septembre 2009.
- N° 87 Fiscalité locale : une grille de lecture économique
Guy Gilbert, professeur des universités à l'Ecole normale supérieure (ENS) de Cachan
Contact : Réjane Hugounenq, département de la Recherche, AFD - septembre 2009.
- N° 88 Les coûts de formation et d'insertion professionnelles - Conclusions d'une enquête terrain en Côte d'Ivoire
Richard Walther, expert AFD avec la collaboration de Boubakar Savadogo (Akilia) et de Borel Foko (Pôle de Dakar)
Contact : Nicolas Lejosne, département de la Recherche, AFD - octobre 2009.

- N° 89 Présentation de la base de données. Institutional Profiles Database 2009 (IPD 2009)
Institutional Profiles Database III - Presentation of the Institutional Profiles Database 2009 (IPD 2009)
 Denis de Crombrugge, Kristine Farla, Nicolas Meisel, Chris de Neubourg, Jacques Ould Aoudia, Adam Szirmai
 Contact : Nicolas Meisel, département de la Recherche, AFD - décembre 2009.
-
- N° 90 Migration, santé et soins médicaux à Mayotte
 Sophie Florence, Jacques Lebas, Pierre Chauvin, Equipe de recherche sur les déterminants sociaux de la santé et du recours aux soins UMRS 707 (Inserm - UPMC)
 Contact : Christophe Paquet, département Technique opérationnel (DTO), AFD - janvier 2010.
-
- N° 91 Capital naturel et développement durable en Nouvelle-Calédonie - Etude 2. Soutenabilité de la croissance néo-calédonienne : un enjeu de politiques publiques
 Cécile Couharde, Vincent Géronimi, Elodie Maître d'Hôtel, Katia Radja, Patrick Schembri, Armand Taranco
 Université de Versailles – Saint-Quentin-en-Yvelines, GEMDEV
 Contact : Valérie Reboud, département Technique opérationnel, AFD - janvier 2010.
-
- N° 92 *Community Participation Beyond Idealisation and Demonisation: Biodiversity Protection in Soufrière, St. Lucia*
 Olivier Charnoz, Research Department, AFD - January 2010.
-
- N° 93 *Community participation in the Pantanal, Brazil: containment games and learning processes*
 Participation communautaire dans le Pantanal au Brésil : stratégies d'endiguement et processus d'apprentissage
 Olivier Charnoz, département de la Recherche, AFD - février 2010.
-
- N° 94 Développer le premier cycle secondaire : enjeu rural et défis pour l'Afrique subsaharienne
 Alain Mingat et Francis Ndem, IREDU, CNRS et université de Bourgogne
 Contact : Jean-Claude Balmès, département Education et formation professionnelle, AFD - avril 2010
-
- N° 95 Prévenir les crises alimentaires au Sahel : des indicateurs basés sur les prix de marché
 Catherine Araujo Bonjean, Stéphanie Brunelin, Catherine Simonet, CERDI - mai 2010.
-
- N° 96 La Thaïlande : premier exportateur de caoutchouc naturel grâce à ses agriculteurs familiaux
 Jocelyne Delarue, Département de la Recherche, AFD - mai 2010.
-
- N° 97 Les réformes curriculaires par l'approche par compétences en Afrique
 Françoise Cros, Jean-Marie de Ketele, Martial Dembélé, Michel Develay, Roger-François Gauthier, Najoua Ghriss, Yves Lenoir, Augustin Murayi, Bruno Suchaut, Valérie Tehio - juin 2010.
-
- N° 98 Les coûts de formation et d'insertion professionnelles - Les conclusions d'une enquête terrain au Burkina Faso
 Richard Walther, Boubakar Savadogo, consultants en partenariat avec le Pôle de Dakar/UNESCO-BREDA.
 Contact : Nicolas Lejosne, département de la Recherche, AFD - juin 2010.
-
- N° 99 *Private Sector Participation in the Indian Power Sector and Climate Change*
 Shashanka Bhide, Payal Malik, S.K.N. Nair, Consultants, NCAER
 Contact : Aymeric Blanc, Research Department, AFD - June 2010.
-
- N° 100 Normes sanitaires et phytosanitaires : accès des pays de l'Afrique de l'Ouest au marché européen - Une étude empirique
 Abdelhakim Hammoudi, Fathi Fakhfakh, Cristina Grazia, Marie-Pierre Merlateau.
 Contact : Marie-Cécile Thirion, département de la Recherche, AFD - juillet 2010.
-
- N° 101 Hétérogénéité internationale des standards de sécurité sanitaire des aliments : Quelles stratégies pour les filières d'exportation des PED ? - Une analyse normative
 Abdelhakim Hammoudi, Cristina Grazia, Eric Giraud-Héraud, Oualid Hamza.
 Contact : Marie-Cécile Thirion, département de la Recherche, AFD - juillet 2010.

- N° 102 Développement touristique de l'outre-mer et dépendance au carbone
Jean-Paul Ceron, Ghislain Dubois et Louise de Torcy.
Contact : Valérie Reboud, AFD - octobre 2010.
-
- N° 103 Les approches de la pauvreté en Polynésie française : résultats et apports de l'enquête sur les conditions de vie en 2009
Javier Herrera, IRD-DIAL, Sébastien Merceron, Insee
Contact : Cécile Valadier, département de la Recherche
-
- N° 104 La gestion des déchets à Coimbatore (Inde) : frictions entre politique publique et initiatives privées
Jéréemie Cavé (jeremie.cave@enpc.fr), Laboratoire Techniques, Territoires et Sociétés (LATTS), CNRS
Contact : Aymeric Blanc, AFD (blanca@afd.fr)
-
- N° 105 Migrations et soins en Guyane
Anne Jolivet, Emmanuelle Cadot, Estelle Carde, Sophie Florence, Sophie Lesieur, Jacques Lebas, Pierre Chauvin
Contact : Christophe Paquet, département Technique opérationnel (DTO), AFD (paquetc@afd.fr)
-
- N° 106 Les enjeux d'un bon usage de l'électricité : Chine, Etats-Unis, Inde et Union européenne
Benjamin Dessus et Bernard Laponche avec la collaboration de Sophie Attali (*Topten International Services*), Robert Angioletti (Ademe), Michel Raoust (Terao)
Contact : Nils Devernois, département de la Recherche, AFD (devernoisn@afd.fr)
-
- N° 107 Hospitalisation des patients des pays de l'Océan indien. Prises en charges spécialisées dans les hôpitaux de la Réunion
Catherine Dupilet, Dr Roland Cash, Dr Olivier Weil et Dr Georges Maguerez (cabinet AGEAL)
En partenariat avec le Centre Hospitalier Régional de la Réunion et le Fonds de coopération régionale de la Réunion
Contact : Philippe Renault, AFD (renaultp@afd.fr)
-
- N° 108 *Peasants against Private Property Rights: A Review of the Literature*
Thomas Vendryes, Paris School of Economics (thomas.vendryes@normalesup.org)
Contact : Nicolas Meisel, département de la Recherche, AFD
-
- N° 109 Le mécanisme REDD+ de l'échelle mondiale à l'échelle locale - Enjeux et conditions de mise en oeuvre
ONF International
Contact : Tiphaine Leménager, département de la Recherche, AFD (lemenagert@afd.fr)
-
- N° 110 L'aide au Commerce : état des lieux et analyse
Mariana Vijil, Marilyne Huchet-Bourdon et Chantal Le Mouél
AGROCAMPUS OUEST, INRA, Rennes
-
- N° 111 Métiers porteurs : le rôle de l'entrepreneuriat, de la formation et de l'insertion professionnelle
Sandra Barlet et Christian Baron, GRET
Nicolas Lejosne, département de la Recherche, AFD (lejosnen@afd.fr)
-