A person wearing a bright yellow t-shirt and a green and blue patterned headwrap is bent over, working in a field. They are using a wooden tool to tend to young green corn plants growing in rows. The ground is dark and rich, with some fallen leaves and branches scattered around. In the background, there are several thin tree trunks and more vegetation, suggesting a rural or agricultural setting. The overall scene is one of active farming in a tropical environment.

Bois & forêts

des tropiques

2^e trimestre 2021
n° 348

Bois & forêts des tropiques

Revue éditée par le Cirad
n° 348 / 2^e trimestre 2021

Rédacteur en chef

Jean-François Trébuchon

Rédacteurs scientifiques

Kévin Candelier

Antoine Galiana

Valéry Gond

Jean Gérard

Dominique Louppe

Jacques Tassin

Coordination éditoriale

Jean-François Trébuchon

Comité éditorial 2020-2022

Seheno Andriantsaralaza (Madagascar)

Samuel Assembe-Mvondo (Cameroun)

Loïc Brancheriau (France)

Stéphanie Carrière (France)

Adeline Fayolle (Belgique)

Isabel Garcia Drigo (Brésil)

Mohamed Tahar Elaieb (Tunisie)

Gerard Nounagnon Gouwakinnou (Bénin)

Isabel Gutierrez-Montes (Costa Rica)

Jean-Michel Harmand (France - Côte d'Ivoire)

Verina Ingram (Cameroun)

Lydie-Stella Koutika (République du Congo)

Anne Larson (Pérou)

Nassima Lassouane (Algérie)

Guillaume Lescuyer (France)

William Mala (Cameroun)

Lucas Jose Mazzei De Freitas (Brésil)

Florence Bobélé Niamke (Côte d'Ivoire)

Symphorien Ongolo (Allemagne)

Johan Oszwald (France)

Amadé Ouédraogo (Burkina Faso)

Ángela Parrado Rosselli (Colombie)

Josoa Randriamalala (Madagascar)

Franck Richard (France)

Cécile Richard-Hansen (France)

Er-Riyahi Saber (Maroc)

Jolien Schure (Suède)

Jose Antonio Sierra-Huelsz (Mexique)

Marie Laure Sougoti-Guissou (Burkina Faso)

Shinya Takeda (Japon)

Marie-France Thévenon-Brillard (France)

Irié Casimir Zo-Bi (Côte d'Ivoire)

Graphiste

Pierre-Yves Bled

Correcteur

Jacques Bodichon

Traducteurs

Ilona Bossanyi

Anna Lon Quintana

Service de presse

Laurence Campas

Webmestre

Jean-François Trébuchon

Directrice de publication

Élisabeth Claverie de Saint Martin



Relecteurs ayant contribué à l'évaluation

des articles en 2020/

Reviewers who have contributed to the evaluation of articles in 2020

Abderrahman Aafi, Amah Akodewou, Achille Assogbadjo, Seheno Andriantsaralaza, Jacques Beauchêne, Julie Betbeder, Lilain Blanc, Élodie Blanchard, Évelyne Bocquet, Frans Bongers, Clément Bourgoïn, Kévin Candelier, Stéphanie Carrière, François Courbet, Kasso Dainou, André De Kesel, Philippe Deleporte, Sékouna Diatta, Chauvelin Douh, Isabelle Droy, Fulvio Ducci, Simon Dufour, Sylvie Durrieu, Jean Paul Obame Engone, Mohamed Tahar Elayeb, Adeline Fayolle, Édith Fernandez-Baca, Éric Forni, Antoine Galiana, Laurent Gazull, Nancy Gélinas, Jean Gérard, Gus Gintzburger, Valéry Gond, Mostefa Goubi, Sylvie Gourlet-Fleury, Gérard Nounagnon Gouwakinnou, Michel Grimaldi, Hubert Guérin, Masumi Hasegawa, Jean-Marc Hémin, Dominique Hervé, Aristide Comlan Houngan, Justin Kassi, Dalila Kherchouche, Kouami Kokou, Adzo Kokutse, Bruno Kpangui, Davor Kržišnik, Clément Lacoste, Anne Larson, Nassima Lassouane, Nicolas Le-Moigne, Renan Leroux, Gauthier Ligot, Florent Lombard, Jean Joël Loumeto, Dominique Louppe, Daniel Maillard, Bernard Mallet, Rémy Marchal, Jean-François Mas, Radim Matula, Lucas Jose Mazzei de Freitas, Audrey Mercier, Éric André Nicolini, Pius Tshimankinda Mpiana, Johan Oszwald, Ahmed Ouhammou, Christine Ouinsavi, Amadé Ouédraogo, Angela Parrado-Rosselli, Marko Petrič, Romain Pirard, Noémie Pousse, Khellaf Rabhi, Josoa Randriamalala, Jacques Ranger, Dimitrios Raptis, Cécile Richard-Hansen, Emilio de los Ríos Ibarra, Patrick Rousset, Er-riyahi Saber, Slim Saïdi, Julian Schlubach, Julien Schure, Jose Antonio Sierra-Huelsz, Juan Carlos Suarez, Marijenka Tabaković, Jacques Tassin, Adeline Thévand, Marie-France Thévenon, Bernard Thibaut, Fanta Tietiambou, Ismaïla Toko Imourou, Toma Tonchev, Jean-François Trébuchon, Astrid Verhegghen, Cédric Vermeulen, Matthieu Vignal, Irié Casimir Zo-Bi

Accès gratuit aux articles
en **version électronique** sur le site web :

revues.cirad.fr

© Bois et forêts des tropiques © Cirad

ISSN 0006-579X

Dépôt légal : juin 2021

283997X - Imprimé en France par Jouve-Print

11, boulevard Sébastopol, BP 2734

75027 Paris Cedex 01, France

Maquette : P-Y. Bled, Curvalle

Numéro d'inscription à la CPPP : 59465

Directrice générale : É. Claverie de Saint Martin

Version papier abonnement annuel

de 4 numéros :

France : **240 €/an ttc**

Autres pays de l'Union européenne : **240 €/an ht**

Pays hors Union européenne : **260 €/an ht**

Abonnements et commandes de numéros

Cirad - Bois et forêts des tropiques

Campus international de Baillarguet

TA C-DIR/B

34398 Montpellier Cedex 5, France

Tél. : +33 4 67 59 37 81

Télécopie : +33 4 67 59 37 55

Site web : <http://revues.cirad.fr/index.php/bft>



Un des effets de la mobilité des populations sur les paysages forestiers et de savane, comme ici une femme cultivant le maïs après avoir défriché aux abords d'un ancien village en République démocratique du Congo.

One of the effects of population mobility on forest and savannah landscapes, as seen here with a woman cultivating maize after clearing land on the outskirts of an old village in the Democratic Republic of Congo.

Conditions de publication

Consulter les instructions aux auteurs qui figurent sur le site web :

<http://revues.cirad.fr/index.php/bft>

Pour être recevables, les textes doivent être originaux. Tous les articles sont soumis à l'appréciation d'un comité éditorial. Après acceptation, des corrections ou modifications sont proposées aux auteurs.

Les opinions émises par les auteurs n'engagent pas la responsabilité de la rédaction.



Politique d'Accès Libre
Open Access policy

La revue est en Accès Libre gratuit sans frais de publication et sans frais de lecture sur le site web. Il n'y a pas d'embargo, les articles sont accessibles sur le site web immédiatement après publication. Tous les frais de publication et d'évaluation sont pris en charge par la revue. Seul le tirage papier est payant avec un abonnement annuel, sans obligation pour la publication de l'article. Les articles sont régis en France par le droit d'auteur avec une cession de droits. L'auteur a la paternité du contenu et cède seulement ses droits pour la fabrication et la diffusion électronique et imprimée de l'article. L'auteur est libre de diffuser l'article dont il est auteur autant qu'il le souhaite et sans réserve, sans le modifier. L'auteur est libre de déposer l'article dans les archives publiques et sur les sites web de son institution de recherche. Les articles sont régis à l'international par les licences Creative Commons.



La licence utilisée est

Attribution 4.0 International (CC BY 4.0).

Cette licence autorise la redistribution, à des fins commerciales ou non, tant que l'œuvre est diffusée sans modification et dans son intégralité, avec attribution et citation du nom des auteurs selon le souhait de la revue. L'auteur est autorisé à partager, copier, distribuer et communiquer le matériel par tous moyens et sous tous formats pour toute utilisation, y compris commerciale. L'offrant ne peut retirer les autorisations concédées par la licence tant que vous appliquez les termes de cette licence. Les utilisateurs doivent créditer l'Œuvre, intégrer un lien vers la licence et indiquer si des modifications ont été effectuées à l'Œuvre.

L'utilisation d'une licence *creative commons* ne se substitue pas au Droit d'auteur et au *copyright*.

LE POINT SUR...

- Effets d'un siècle de mobilité villageoise sur la dynamique paysagère d'une mosaïque forêt-savane en République démocratique du Congo** 3
 C. DEMICHELIS, J. OSZWALD, A. BOSTVIRONNOIS, C. GASQUET-BLANCHARD, V. NARAT, J.-C. BOKIKA, T. GILES-VERNICK
- Optimiser l'usage de glands pour l'alimentation du bétail en Tunisie : évaluation et impact sur la régénération naturelle** 17
 B. STITI, M. KHALFAOUI, S. BAHRI, A. KHALDI
- Tendances minimalistes dans la gestion des forêts tropicales au Mexique : motivations et expériences** 29
 M. A. B. MENDOZA, A. NAVARRO-MARTÍNEZ, C. W. MIZE, G. D. ALDUCIN CHÁVEZ, P. NEGREROS-CASTILLO
- Impacts des affectations des terres sur la structure des peuplements de *Bombax costatum* en zone soudanienne du Bénin** 37
 G. A. ASSOGBA, A. B. FANDOHAN, K. GANDJI, K. V. SALAKO, A. ADOMOU, A. E. ASSOGBADJO
- Étude des propriétés technologiques d'un composite bois-plastique élaboré au Bénin** 49
 T. A. AMADJI, E. C. ADJOVI, J. GÉRARD, J. BARÉS, V. HUON
- Dynamique contrastée de la compaction d'un Ferralsol après une défriche mécanisée alternative en Guyane française** 65
 X. GUERRINI, V. FREYCON, A. DE HALDAT DU LYS, E. A. NICOLINI
- Vingt-deux espèces d'arbres autochtones plantées en arboretum à Korhogo au nord de la Côte d'Ivoire : trois décennies de suivi** 79
 D. LOUPPE, N'K. OUATTARA, A. N'GUESSAN KANGA, I. ZO-BI, F. TIÉOULE, A. AHOPA, B. COULIBALY, B. HÉRAULT

RÉSUMÉ DE THÈSE

- Mesure et suivi de la dynamique du couvert forestier : cas de l'écorégion des forêts humides de l'Est de Madagascar** 107
 F. A. RAKOTOMALALA

DESCRIPTIF TECHNIQUE

- Descriptif technique d'essence tropicale – Le Niové** 109
Descriptif technique d'essence tropicale – Ébiara 115

VOS LECTURES

- « L'Avenir des forêts est entre vos mains ! »** 28
exposition photo pour engager à valoriser les forêts d'Afrique centrale. 121
 V. ROSSI, G. LESCUYER

- Vivre avec les forêts tropicales. Éditions Museo, 216 p.** 122
 SIST P., DOUMENGE C., GOND V., TASSIN J., TRÉBUCHON J.-F.

ACTES DE CONFÉRENCES

- Greening and Land Degradation Neutrality in Dryland. Virtual conference.** 64
 1- 2 December 2020.
Mixed species forests risks, resilience and management.
 25-27 March 2020, Lund, Sweden.

CONFÉRENCES INTERNATIONALES

- XVe congrès forestier mondial (CFM 2022)** 106
 du 2 au 6 mai 2022, Coex, Séoul, République de Corée.





FOCUS ON...

- A century of village mobility and landscape dynamics in a forest-savannah mosaic of the Democratic Republic of Congo** 3
 C. DEMICHELIS, J. OSZWALD, A. BOSTVIRONNOIS, C. GASQUET-BLANCHARD, V. NARAT, J.-C. BOKIKA, T. GILES-VERNICK
- Towards optimizing acorn use as animal feed in Tunisia: evaluation and impact on natural regeneration** 17
 B. STITI, M. KHALFAOUI, S. BAHRI, A. KHALDI
- Minimalist trends in Mexican tropical forest management: motives and experiences** 29
 M. A. B. MENDOZA, A. NAVARRO-MARTÍNEZ, C. W. MIZE, G. D. ALDUCIN CHÁVEZ, P. NEGREROS-CASTILLO
- Impacts of land use on the structure of *Bombax costatum* stands in the Sudanian zone of Benin** 37
 G. A. ASSOGBA, A. B. FANDOHAN, K. GANDJI, K. V. SALAKO, A. ADOMOU, A. E. ASSOGBADJO
- Study of the technological properties of a wood-plastic composite developed in Benin** 49
 T. A. AMADJI, E. C. ADJOVI, J. GÉRARD, J. BARÉS, V. HUON
- Contrasting compaction dynamics of a Ferralsol after alternative mechanised land clearing in French Guiana** 65
 X. GUERRINI, V. FREYCON, A. DE HALDAT DU LYS, E.A. NICOLINI
- Three decades of monitoring 22 native tree species planted in an arboretum in Korhogo in northern Côte d'Ivoire** 79
 D. LOUPPE, N'K. OUATTARA, A. N'GUESSAN KANGA, I. ZO-BI, F. TIÉOULE, A. AHOPA, B. COULIBALY, B. HÉRAULT

PHILOSOPHIÆ DOCTOR ABSTRACT

- Measuring and monitoring forest cover dynamics in the humid forests ecoregion of Eastern Madagascar** 107
 F. A. RAKOTOMALALA

TECHNICAL DESCRIPTION

- Technical description of tropical species. The Niové** 112
Technical description of tropical species. Ébiara-Berlinia 118

BOOK REVIEW

- 28
- « The Future of Forests is in your hands! » a photo exhibition to promote the forests of Central Africa.** 121
 V. ROSSI, G. LESCUYER
- Living with tropical forests. Éditions Museo, 216 p.** 122
 SIST P., DOUMENGE C., GOND V., TASSIN J., TRÉBUCHON J.-F.

CONFERENCE PROCEEDINGS

- Greening and Land Degradation Neutrality in Dryland. Virtual conference. 1- 2 December 2020.** 64

INTERNATIONAL CONFERENCES

- XVe World Forestry Congress (WFC 2022) 2-6 may 2022, Coex, Seoul, Republic of Korea.** 106

Christophe DEMICHELIS¹
Johan OSZWALD²
Arthur BOSTVIRONNOIS¹
Clélia GASQUET-BLANCHARD^{1,3}
Victor NARAT^{4,5}
Jean-Christophe BOKIKA⁶
Tamara GILES-VERNICK⁴

¹ Université de Rennes 2
Laboratoire ESO, UMR CNRS 6590
35 place du Recteur Henri Le Moal
35000 Rennes - France

² Université de Rennes 2
Laboratoire LETG-COSTEL,
UMR CNRS 6554
35 place du Recteur Henri Le Moal
35000 Rennes - France

³ École des hautes études en santé
publique
5 avenue du Professeur Léon Bernard
35043 Rennes - France

⁴ Institut Pasteur
Unité d'anthropologie et écologie
de l'émergence des maladies
25-28 rue du Dr Roux
75015 Paris - France

⁵ CNRS/MNHN/Université de Paris
UMR 7206 Éco-anthropologie
17 place du Trocadéro
75016 Paris - France

⁶ ONG Mbou-Mon-Tour
Ferme pilote à 1 km de Nkala
Territoire de Bolobo
République démocratique du Congo

**Auteur correspondant /
Corresponding author:**
Christophe DEMICHELIS –
christophe.demichelis@gmail.com

A century of village mobilities and landscape dynamics in a forest-savannah mosaic of the Democratic Republic of Congo



Photo 1.
Wet herbaceous savannah with a forest patch in the background,
characteristic landscape of the study area.
Photo C. Demichelis.

Doi : 10.19182/bft2021.348.a31934 – Droit d'auteur © 2021, Bois et Forêts des Tropiques – © Cirad – Date de soumission : 28 octobre 2020 ;
date d'acceptation : 25 janvier 2021 ; date de publication : 18 juin 2021.



Licence Creative Commons :
Attribution - 4.0 International.
Attribution-4.0 International (CC BY 4.0)

Citer l'article / To cite the article

Demichelis C., Oszwald J., Bostvironnois A., Gasquet-Blanchard C., Narat V., Bokika J.-C., Giles-Vernick T., 2021. A century of village mobilities and landscape dynamics in a forest-savannah mosaic, Democratic Republic of Congo. Bois et Forêts des Tropiques, 348 : 3-16. Doi : <https://doi.org/10.19182/bft2021.348.a31934>

RÉSUMÉ

Effets d'un siècle de mobilité villageoise sur la dynamique paysagère d'une mosaïque forêt-savane en République démocratique du Congo

Sur les lisières de la forêt du Bassin du Congo, où les mosaïques de forêt et de savane dominent les formations écologiques, il est important de connaître le mode d'évolution de ces mosaïques, notamment pour mieux protéger la forêt. Les savanes sont-elles le résultat de la déforestation, ou ont-elles été envahies par des îlots forestiers ? Compte tenu de l'ancienneté de l'occupation humaine dans cette région, cette question doit être abordée par le biais des relations humaines avec l'environnement au cours du temps. Le rapprochement entre les histoires orales sur la mobilité villageoise et l'analyse géographique d'une mosaïque forêt-savane en territoire Bolobo (RDC) renseigne sur la dynamique paysagère de la région. La présente étude s'est basée sur neuf mois d'observation participative quotidienne des pratiques d'utilisation des sols, 40 entretiens individuels et 18 groupes de réflexion mis en place pour analyser l'évolution de la mobilité villageoise de la fin du 19^e siècle à nos jours. Plusieurs cartes ont été produites en intégrant les histoires orales sur la mobilité villageoise passée et l'évaluation de 44 repères GPS correspondant à d'anciens villages. Deux analyses en composante principale (ACP) sur la composition paysagère d'une zone tampon dans un rayon de 250 m autour des repères GPS, selon une carte du couvert terrestre qui distingue 11 catégories paysagères, ont permis de documenter l'envahissement d'anciens villages abandonnés par la forêt et l'effet de la distance depuis les villages actuels. Le couvert forestier s'est étendu dans les villages abandonnés et dans la savane en conséquence d'une eutrophisation environnementale favorisant l'installation de la forêt. L'exploitation forestière décroît à mesure que l'on s'éloigne des villages actuels en raison de la transition d'un mode d'existence semi-sédentaire dans des petits hameaux vers une existence entièrement sédentaire dans des villages étendus plus grands. Les transformations des modes d'existence pendant et après la colonisation ont provoqué un déclin de la qualité des biens environnementaux et du bien-être des populations humaines. Ces constats peuvent contribuer à une meilleure sensibilisation sur des pratiques et des besoins parfois méconnus dans les efforts des ONG pour la conservation et le développement.

Mots-clés : colonisation belge, services écosystémiques, changements des moyens d'existence, sédentarisation, expansion forestière, analyses géo-historiques, Bassin du Congo, République démocratique du Congo, Afrique.

ABSTRACT

A century of village mobility and landscape dynamics in a forest-savannah mosaic of the Democratic Republic of Congo

Along the edges of the Congo basin forest, where forest-savannah mosaics are the main ecological formation, it is important to determine how this mosaic has developed, particularly for forest protection. Have savannah lands resulted from deforestation or have forest patches expanded into them? Given the long-standing human occupation of this region, this question needs to be addressed through human-environment relationships over time. Combining oral histories of village mobility and geographical analyses of a forest-savannah mosaic in the Bolobo territory (Democratic Republic of Congo) can shed light on the landscape dynamics. This study involved nine months of daily participant observations of human land use practices, 40 individual interviews and 18 focus groups to analyse changing village mobility from the late 19th century to the present. Several maps were produced by combining oral histories of past village mobility with an evaluation of 44 GPS landmarks corresponding to former villages. Two Principal Component Analyses (PCA), based on landscape composition within a 250 m-radius buffer zone around the GPS landmarks, according to a land cover map classifying the landscape into 11 categories, were used to document forest expansion into old abandoned villages and the effect of distance from currently inhabited villages. Forest cover expanded into the abandoned villages and the savannah as a consequence of environmental eutrophication facilitating forest establishment. Forest use decreases with distance from currently inhabited villages as a result of a shift from semi-sedentary livelihoods in small settlements to entirely sedentary livelihoods in larger, extended villages. Livelihood transformations that took place during and after colonisation resulted in a decline in the quality of environmental goods and reduced the well-being of human populations. These insights can help NGO conservation and development efforts to be more sensitive to overlooked local human practices and needs.

Keywords: Belgian colonisation, ecosystem services, livelihood changes, sedentarisation, forest expansion, geo-historical analyses, Congo basin, Democratic Republic of Congo, Africa.

RESUMEN

Un siglo de movilidad de los pueblos y la dinámica del paisaje en un mosaico de bosque y sabana de la República Democrática del Congo

A lo largo de las lindes del bosque de la cuenca del Congo, donde los mosaicos bosque-sabana son la principal formación ecológica, es importante determinar cómo se ha desarrollado este mosaico, especialmente para la protección del bosque. ¿Las tierras de la sabana son el resultado de la deforestación o los rodales de bosque se han expandido en ellas? Dada la larga ocupación humana de esta región, esta cuestión debe abordarse a través de las relaciones entre el hombre y el medio ambiente a lo largo del tiempo. La combinación de relatos orales sobre la movilidad de los pueblos y los análisis geográficos de un mosaico de bosque y sabana en el territorio de Bolobo (República Democrática del Congo) puede arrojar luz sobre la dinámica del paisaje. Este estudio incluyó nueve meses de observaciones participativas diarias de las prácticas en el uso del suelo, 40 entrevistas individuales y 18 grupos de discusión para analizar la evolución de la movilidad de los pueblos desde finales del siglo XIX hasta la actualidad. Se elaboraron varios mapas combinando los relatos orales sobre la movilidad de los pueblos en el pasado con una evaluación de 44 puntos de referencia GPS correspondientes a antiguos pueblos. Se utilizaron dos análisis de componentes principales (ACP), basados en la composición del paisaje dentro de una zona tampón de 250 m de radio alrededor de los puntos de referencia GPS, según un mapa de cobertura del suelo que clasificaba el paisaje en once categorías, para documentar la expansión del bosque hacia antiguos pueblos abandonados y el efecto de la distancia a los pueblos actualmente habitados. La cubierta forestal se expandió en los pueblos abandonados y en la sabana como consecuencia de la eutrofización del medio ambiente, que facilitó el establecimiento del bosque. El uso de los bosques disminuye con la distancia de los pueblos actualmente habitados como resultado de un cambio de los medios de subsistencia semisedentarios en los asentamientos pequeños a los medios de subsistencia totalmente sedentarios en las poblaciones más grandes y extensas. Las transformaciones de los medios de subsistencia que se produjeron durante y después de la colonización dieron lugar a una disminución de la calidad de los bienes ambientales y redujeron el bienestar de las poblaciones humanas. Estas observaciones pueden hacer que las ONG dedicadas a la conservación y el desarrollo aumenten su sensibilidad hacia las prácticas y necesidades humanas locales, que a menudo se omiten.

Palabras clave: colonización belga, servicios ecosistémicos, cambios en los medios de subsistencia, sedentarización, expansión forestal, análisis geohistóricos, cuenca del Congo, República Democrática del Congo, África.

Introduction

Deforestation within the Congo basin forest has emerged as a major concern in previous decades, resulting in the implementation of wide-ranging approaches to conserve landscapes, ecosystems, or ecosystem goods and services (Lambin *et al.*, 2003; Lambin and Meyfroidt, 2011; Clay, 2016; Windey and Van Hecken, 2019). Studies of deforestation, however, frequently focus on large-scale land cover, but do not consider changing land uses (Duveiller *et al.*, 2008; Vittek *et al.*, 2014). Although these macro-scale studies do not address land use, they nevertheless tend to attribute anthropogenic changes as explanations for deforestation, highlight the effects of agriculture, wood extraction and livestock breeding, accelerated by technological developments, economic expansion and demographic pressure (Gillet *et al.*, 2016). To better understand Congo forest-edge dynamics and to integrate more fully human action into these dynamics, local, smaller scale approaches are needed.

Heterogeneous forest patch landscapes in Africa have long been considered “degraded” and “deforested” ones (Fairhead and Leach, 1996). Whether forest-savannah mosaics are the result of deforestation or of forest expansion into savannahs is well worth exploring, particularly in light of the current need to protect forest cover and to regulate local climates (Alkama and Cescatti, 2016). Local-scale studies are most appropriate for gaining insight into interactions between anthropogenic activities and forest cover.

With some notable exceptions (Kaplan *et al.*, 2016), forest dynamics tend to be studied over short periods, comparing satellite images over a few years or decades (Mayaux *et al.*, 2003; Ciza *et al.*, 2015). Yet in locations where local populations have long relied heavily on natural resources for their livelihoods, understanding forest cover dynamics requires a longer time-frame of investigation than a few decades, especially because of the long-term economic and political processes that have transformed land governance systems.

This type of long-term investigation requires the use of other kinds of evidence than remote sensing alone, which only offers quality data from the 1970s. In fact, there is evidence that changing population settlement and expansion in a given area over time is linked to the dynamics and transformation of the landscape, including deforestation (Courtin and Guengant, 2011). But the reverse is also true: the landscape, and the associated environmental and sanitary conditions, can be responsible for human mobility, especially in a context of climate change, including migration (Van der Geest *et al.*, 2010; Tankou *et al.*, 2014) and displacement (Gemenne *et al.*, 2017).

The present study examines how village mobility has affected the structure and dynamics of landscape change in the North Batéké Chiefdom, located on the Congo basin forest edge of the Democratic Republic of Congo (DRC). To

understand these landscape dynamics beyond the period for which we have remote sensing imagery, it is necessary to mobilise historical evidence and analysis. Hence, this study uses oral testimonies of those who experienced changes that span Belgian colonisation from the late 19th century through the postcolonial period from 1960, or who heard about such transformations from their parents. These testimonies are coupled with Global Positioning System landmarks from abandoned and currently occupied villages, physical description and uses of these sites, as well as statistical and geomatic analyses, in order to demonstrate how village mobilities have shaped land use and land cover. A socio-ecological system (SES) approach was adopted, integrating social and ecological features that shape a landscape (Redman *et al.*, 2004; Liu *et al.*, 2007; Ostrom, 2009). This SES incorporates a rigorous exploration of land use and land cover changes with historical and anthropological analyses of subjectivities embedded in landscape – “a form of codification of history itself, seen from the viewpoints of personal expression and experience” (Stewart and Strathern, 2003).



Photo 2.

A woman cultivating maize on the site of the former village Nduzumi bonkolo (see figure 5), near the current village of Bodzuna. Photo C. Demichelis.

The term “mobility” is used rather than migration because it includes “large-scale movements of people, objects, capital and information across the world, as well as the more local processes of daily transportation, movement through public space and the travel of material things within everyday life (Van Dijk *et al.*, 2001; Hannam *et al.*, 2006). This study focused on village mobilities, rather than individual mobilities, in order to trace the potential impacts that human settlements could have on land use and land cover.

The authors argue that in this zone on the Congo basin forest edge, past village migrations undertaken by Batio peoples have contributed to forest expansion, rather than engaging in forest cover destruction. At the same time, contemporary sedentarization of these inhabitants has encouraged intensified exploitation of ecosystem services, raising questions about the longer-term sustainability of their agricultural activities.

By studying the past relations between village mobility and landscape evolution since the beginning of colonial rule, this article seeks to understand current human settlement, land use and landscape dynamics. In a globalized world where decisions are taken without considering local realities, and facing climate change requiring urgent adaptation of rural populations, our approach can contribute to more appropriate and effective integrated conservation and development interventions, by documenting changing local land uses and land cover.

Material and methods

Study site

Geography and environment

The study was conducted in the North Batéké Chiefdom of the Mai-Ndombe Province (DRC), situated in forest-savannah mosaic at the edge of the Congo Basin forest (Pennec *et al.*, 2016). Located less than 300 km from the capital Kinshasa, the region supplies agricultural and forest food and other resources for the capital. The region is peopled primarily by Batio speakers (also referred to as Batéké in Lingala). This population lives primarily through farming and hunting, as well as fishing, gathering, and animal husbandry.

The study site itself was defined by the boundaries of traditional village territories where the local nongovernmental organization, Mbou-Mon-Tour (MMT), operates (figure 1). Since the early 2000s, MMT has managed a community forest network to protect bonobo (*Pan paniscus*) populations and encourage sustainable economic development for people living in the region (Narat *et al.*, 2015a). In the mid-2000s, the World Wide Fund for Nature (WWF) also undertook bonobo conservation in the region. Both MMT and WWF are involved in land management and have implemented new natural resource exploitation patterns.

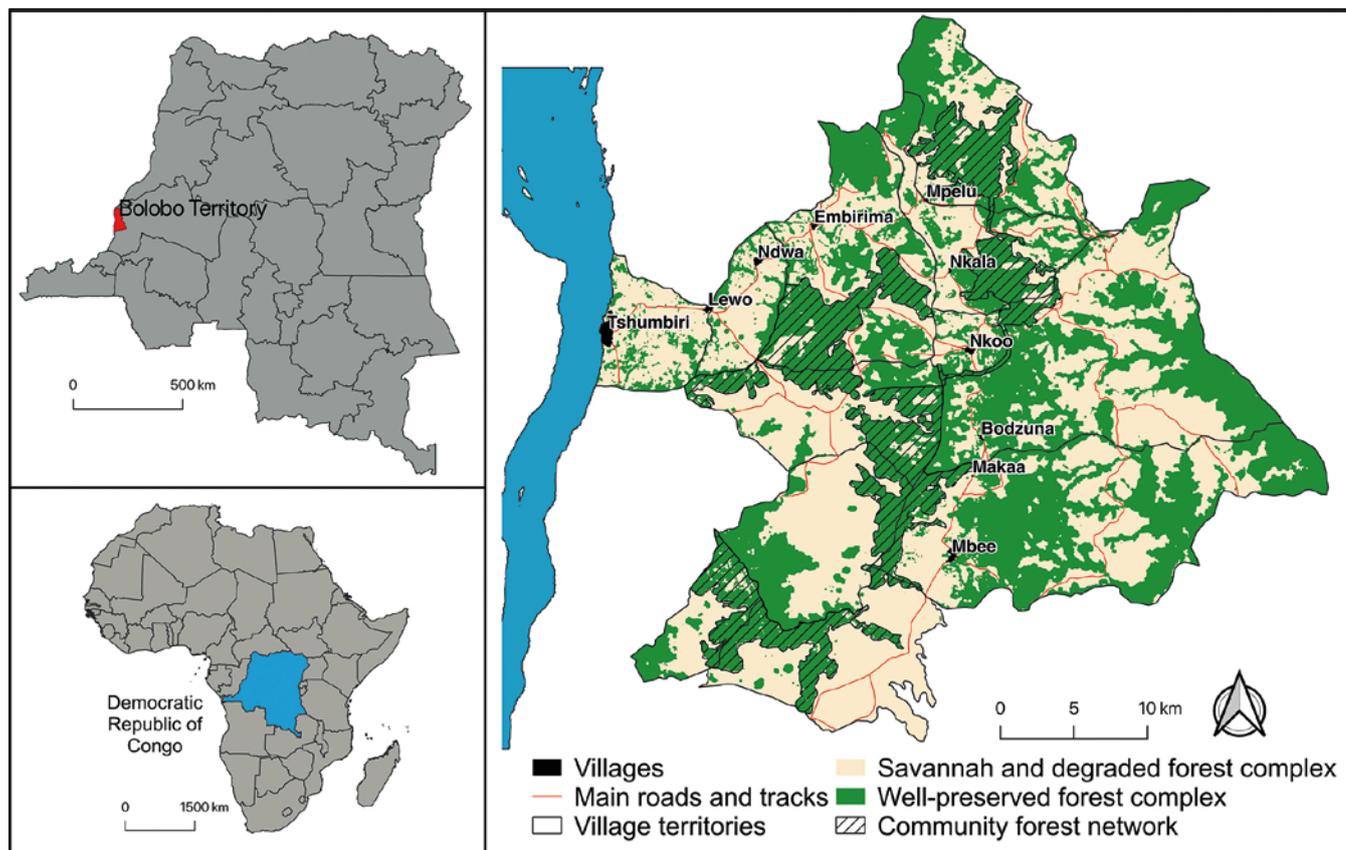


Figure 1. Study site (North Batéké Chiefdom, Democratic Republic of Congo).

History and economy

The present study addresses the relationship between localized human mobility, land use, and land cover over the past century. This mobility and shifting land use have been embedded in a longer-term dynamic of movement and environmental exploitation, linked to processes of the region's integration into a global capitalist economy. Briefly, this region was deeply involved in a dynamic riverine trade in ivory and slaves in the 19th century, bringing wealth and political authority to local traders. Belgian colonization of Congo, however, effectively destroyed its importance (Harms, 1981). Following Henry Morton Stanley's travels through the Congo basin in 1877, Belgian commercial interests (notably the Belgian King Leopold's International African Association) spearheaded a series of treaties with local rulers to initiate trade in ivory; subsequently, this part of the Congo basin experienced an influx of European commercial interests, which decimated locally-controlled trade. European incursions also catalysed violent conflicts with regional inhabitants who sought to safeguard their control of the trade. Such conflicts resulted in violent reprisals, resulting in mass out-migrations into French-controlled territories (Vansina, 1973; Harms, 1981). Although elsewhere in the central Congo Basin, Leopold's concessionary company, the Congo Independent State, had asserted initiated a brutally exploitative system of rubber extraction and coerced local populations to harvest rubber, the Tshumbiri and Bolobo regions appear to have been less affected by this "red rubber" regime because they fled to French-controlled territories (Harms, 1981). By 1909, new local trading patterns developed based on fishing, manioc cultivation, and by 1920, poultry and goat raising, linking mobile traders from the inland forest-savannah mosaic with riverine trade networks (Harms, 1981).

The 20th century brought additional changes to this region of the Belgian Congo. The colonial consolidation of scattered populations into larger villages, censuses, and colonial road construction, as well as missionisation and school construction followed during subsequent decades

(Arthur, 1991; Achberger, 2013). These colonial developments and institutions initiated new settlement patterns and new kinds of mobility. Moreover, these new mobility patterns here as elsewhere in central Africa seem to have contributed to expansion and transmission of sleeping sickness, to which the Belgian colonial state responded through multiple measures, including mobility controls on local population (Coquéry-Vidrovitch, 1972; Harms, 1981; Lyons, 1994).

The country's postcolonial history has been well documented, but generally, early independence was beset by substantial political and economic instability and considerable international intervention (Moreau, 2010; De Witte, 2017; Kent, 2017). Under Mobutu Sese Seko, private enterprises were nationalised, but encouraged a "kleptocracy", in which Mobutu and his allies extracted wealth from these enterprises for personal gain (Moreau, 2010; Bobineau, 2016). Heavily supported by European countries and the United States, Mobutu managed to hold power for multiple more than two decades, but external support for his rule crumbled rapidly following the fall of the Soviet Union in 1989. He held power 1997, but his rapacious extraction of wealth had profoundly negative consequences for the country as a whole. Nonetheless, during this postcolonial period, the site in which the present study was conducted did experience fleeting moments of economic expansion, notably in the 1970s with the expansion of family-cultivated coffee production, and in the late 1990s-early 2000s, with the implantation of the MMT and WWF conservation NGOs.

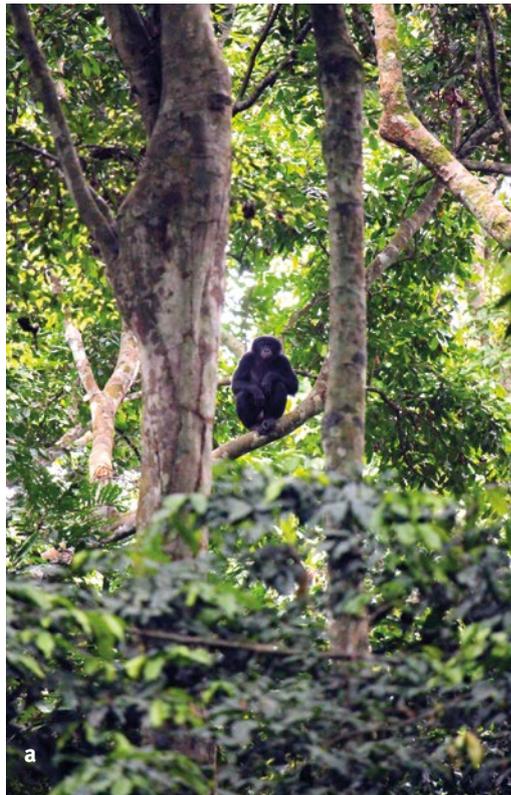


Photo 3.

Bonobo observed in the Bodzuna community forest (a), and Mbou-Mon-Tour tracker taking observation notes (b) as part of the habituation, conservation and local development program.

Photo C. Demichelis.

Data collection

Qualitative and quantitative data were collected during a three-month field visit between July and October 2016, and a six-month visit from May to November 2017 (Demichelis, 2020).

Qualitative data

Three methods were employed to collect qualitative data: focus group discussions (FGD), individual interviews, and archival consultation. FGDs and individual interviews were conducted and recorded in the Etio language with the assistance of a trained translator, and authors transcribed the recordings.

Eighteen FGDs in nine villages were conducted. These nine villages included all villages in the study area, except for Makaa, deemed too small to support two FGDs. Single-gender FGDs, which brought together eight to ten men or women between ages 18 and 90, were conducted. FGDs addressed histories of village mobilities. Dating of mobilities was approximated through links to historical or personal events. Group discussions identified causes of these mobilities.

Further investigation of mobilities was pursued through 40 individual interviews with primarily elderly people, widely recognized as well-informed about the past. Individual interviews addressed village mobilities in the distant and/or more recent past, changing environmental practices, as well as other historical topics about which informants were knowledgeable.

The Africa Archives of the Federal Public Service of the Foreign Affairs Service in Brussels was also consulted to triangulate with FGD and individual oral historical testimonies. Although few colonial reports exist for this territory and only cover 1930s and 1940s labour conditions, health system and agricultural production, a few of these sources confirm some testimonies collected in the field.

Geographical data

Following each FGD, each abandoned village was visited with a volunteer who knew its location. During the visit, a GPS landmark was collected. Individual interviews in which informants mentioned village mobility or an abandoned village not addressed during FGDs were also visited and GPS landmark noted.

Daily participant-observations of land use practices also resulted in the collection of GPS landmarks for abandoned villages. Although regional inhabitants did not know the dates associated with these villages, they easily recognized the villages because of vegetation structure and composition and because historical knowledge transmitted over generations about these sites.

A total of 44 abandoned villages were identified, primarily located near the currently-inhabited village of Bodzuna.

Botanical and land use data

Concurrent with geographic data collections, some botanical data in sites of former villages were also collected. Informants shared knowledge of dominant herbaceous and tree species. Species names were noted in Etio language and written using Lingala pronunciations. WWF and MMT agents experienced in conducting botanical inventories assisted with scientific identification of these species. Informants also detailed current or past use of the site.

Data analysis

History and typology of village mobilities

We combined qualitative, historical data and geographical data by creating maps using a GIS (QGIS). Spatial projection of all GPS landmarks onto a general regional map provided a global vision of former village locations (figure 2). All dates, spatiality, and causes of past mobilities were analysed for this study, but for practical reasons, only two zooms have been detailed here. These zooms reflect all types of mobilities observed within the study area. The first zoom shows mobilities of Tshumbiri, Lewo and Ndwa, and the second shows mobilities of Bodzuna, Makaa and Mbee/Nkuru. According to these results, a typology of village mobilities based on causes and periods has been developed.

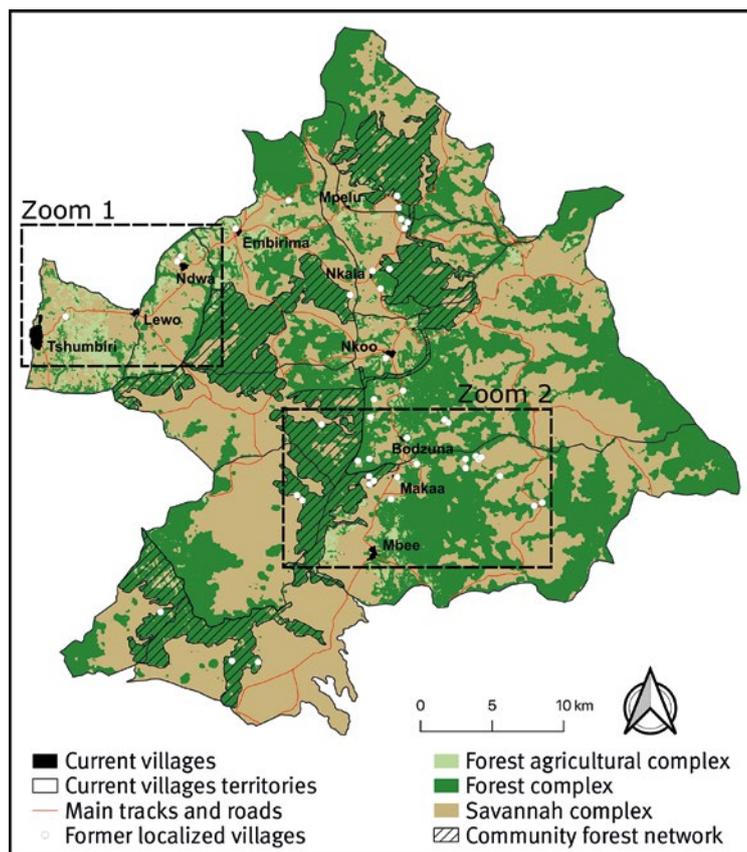


Figure 2. Locations of all identified former villages in the study area and targeted zooms.

Statistical analysis

Two types of categorisations of former villages were carried out following analysis of historical and geographical data. The first categorisation classifies mobility into five historical periods according to results concerning the typology of mobilities and their causes: (i) before 1925, corresponding to scattered villages before Belgian colonisation, (ii) between 1925 and 1935, corresponding to villages after the sanitation phase, grouping scattered villages into larger ones, (iii) between 1935 and 1945, corresponding to villages grouped next to the road, (iv) between 1945 and 1960, corresponding to villages voluntarily abandoned during late colonial rule but following the two grouping phases, and (v) after 1960 corresponding to villages abandoned after independence. The second categorisation classifies abandoned villages according to their distance to the closest active village related to the spatialization of human activities around villages, especially agriculture that is directly linked to forest: (i) < 1 km, where forests are almost entirely allocated to agriculture, (ii) between 1 and 2 km, where cultivated fields are still plentiful with only a few residual forest patches, (iii) between 2 and 4 km, where cultivated fields are progressively fewer and forest cover still largely preserved, (iv) between 4 and 8 km, where few village inhabitants and breeders are opening up agricultural fields near their farm settlements, and (v) > 8 km, where agricultural activities are normally absent.

Two Principal Component Analysis (PCA) were performed using R software. The first evaluated the impact of the date of mobility (that is, the date when the village moved to a new site) on landscape structure, specifically forest cover. The second assessed how former village location and distance from the closest active village influenced both current landscape structure and population uses.

PCAs were based on data from a land cover map developed from remote sensing analysis with a 2016 Sentinel-2 satellite image (figure 3). This map categorizes the landscape into 11 different classes according to a hybrid categorization based on the field surveys that accounted for structure and botanical composition and local perception of the landscape. The methodology used to produce this map, as well as the description of landscape classes, can be found in a previously published article (Demichelis *et al.*, 2020).

Current villages measure only a few hundred meters in radius: 75 m-radius for Makaa, the smallest in the area, compared to 400 m-radius for Mbee, the largest one; Tshumbiri is not mentioned because of its particular location along the river. Moreover, current villages have undergone two phases of regrouping and a significant demographic increase since independence and the last mobilities even if no data are available. Their situation is different from that of the former villages and thus cannot be compared. In fact, abandoned villages before colonisation most correspond to isolated and scattered villages, mainly family villages, which could be compared to the current Makaa village – a small village that experienced no colonial regrouping (13 households counted).

Concerning villages that were regrouped, they became larger but did not reach the size of the present Mbee village. In this sense, a 250 m-radius buffer zone, an average radius between the current Makaa and Mbee villages, was applied around each abandoned village to consider how the landscape evolved since moving, and the percentage of each landscape class was then determined for each buffer zone. A small buffer zone was chosen to focus exclusively on the evolution of the formerly inhabited area. GPS landmarks were taken in the centre of the former villages, as indicated by field informants. Then, percentages of each class were aggregated. The first PCA used five categories to study the impact of the date of mobility: (i) herbaceous savannahs, (ii) shrub savannahs, (iii) transitional areas (area of savannahs colonised by pioneer forest species and evolving towards a forest state), (iv) terra firma land forests and (v) wetland forests. Agricultural areas were included in terra firma land forests, because swidden agriculture is practiced in such forests. For the second PCA, agricultural areas were removed from the terra firma land forest class, since we sought to understand the relation between territorial exploitation and landscape structure, with distance as an explanatory variable. The second analysis of the influence of distance on landscape composition relied on six land classes: (i) herbaceous savannahs, (ii) shrub savannahs, (iii) transitional areas, (iv) agricultural areas, (v) terra firma secondary and mature forests and (vi) wet secondary and mature forests.

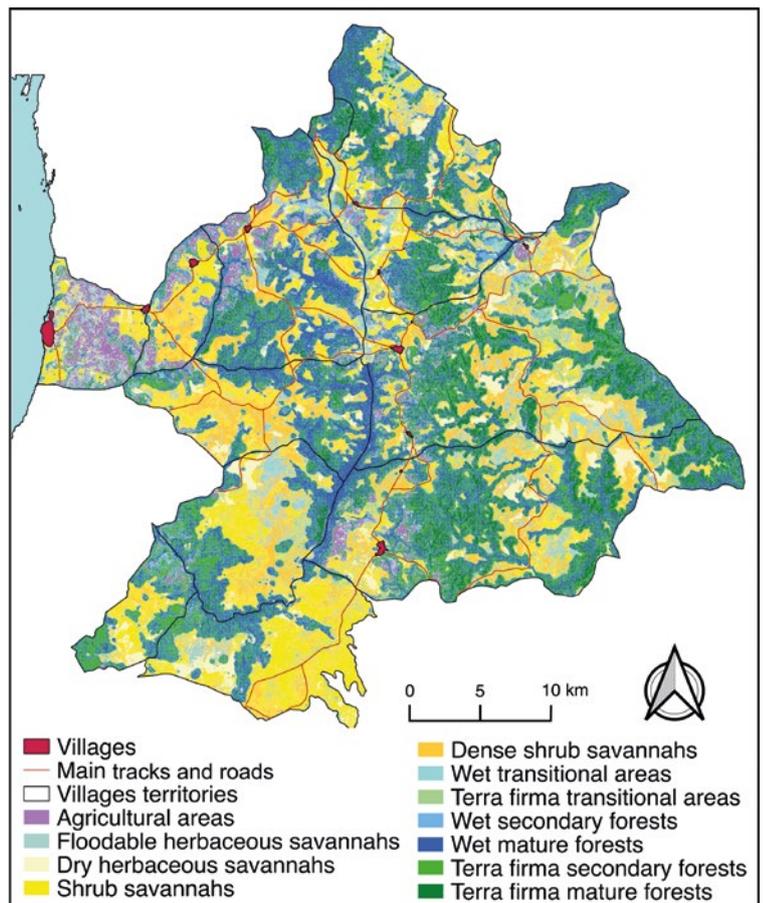


Figure 3.

Land cover map of study area based on a 2016 Sentinel-2 satellite image and used to produce PCAs (Demichelis *et al.*, 2020).

Results

Local migration histories

Although beyond the scope of the present analysis, recent mobility is part of a much longer-term, centuries-old history of Batio migration. According to oral histories, population movements resulted from multiple conditions: colonial relocations (called *regroupement*) for the establishment of colonial control; exhaustion of ecosystem resources and a subsequent search for new resources; adverse ecological conditions, and perceptions that particular sites were “unhealthy” for their inhabitants.

Mobility histories of current villages

Figures 4 and 5 present known village mobilities from the 19th century to the present, based on recollections collected in FGDs and interviews. Figure 4 illustrates past movements of Tshumbiri, Lewo and Ndwa villages.

Tshumbiri history

According to collected oral histories, 19th century Banunu people inhabited sites along the Congo river edge; Batio people lived on hilltops, further inland. At the end of the 19th century, a Protestant missionary consolidated the Nunu village Tsomba and two Téké villages to create the village of Tshumbiri. According to Tshumbiri elders, “*The inhabitants were a little scattered, so they [the missionaries] asked everyone to come closer to the Nunu village, and they changed the name [of the village] to honour the creator of the village Nunu [Tsumba], and it became Tshumbiri.*”

Although Tshumbiri’s location did not change since its founding, its position contributed to its expansion as a market town connecting riverine traffic with a network linking villages in the interior. As an FGD with Tshumbiri elders indicated:

“*The period of creation [of the road] was around 1940, 1941, 1942. But before then, there were Portuguese traders and Africans too, [who] sold salt, pots, pieces of cloth, soap, all kinds of items. People living here sold kola nuts, palm nuts and fibre to make bags. We also sold [ivory] secretly... But after independence, the region became truly multi-ethnic. [People from other ethnic groups] came here... to trade. They found that the environment was rich, that there were many resources and land and that they could make many purchases, but also that there were many customers.*”

Lewo history

Oral historical sources contend that Belgian colonial administrators created Lewo in the early 1940s, following road construction. Its creation consolidated scattered

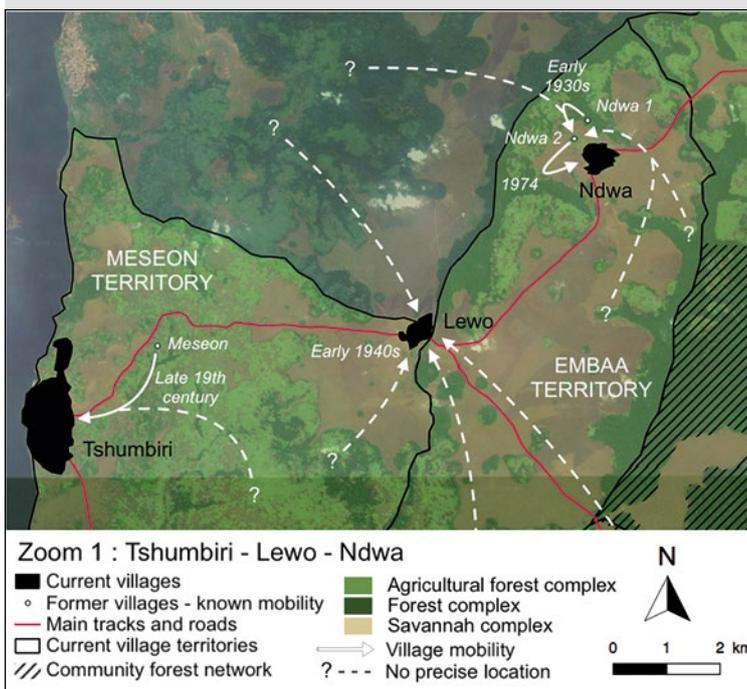


Figure 4. Mobility histories of Tshumbiri, Lewo and Ndwa villages.

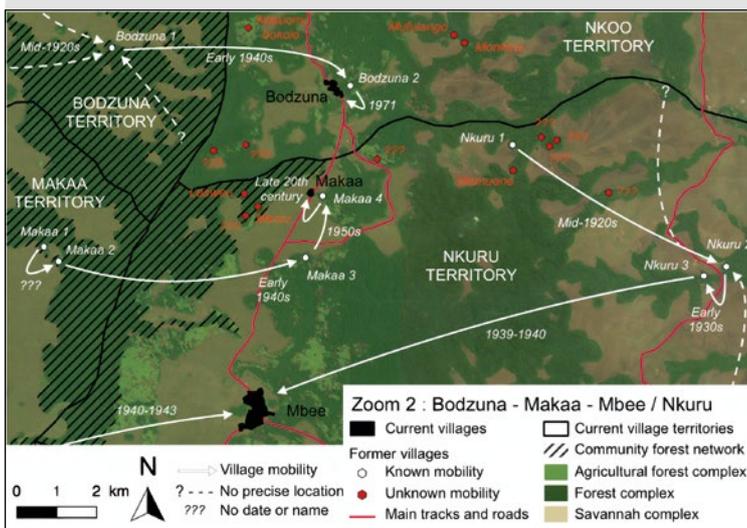


Figure 5. Mobility histories of Bodzuna, Makaa and Mbee / Nkuru villages.

clan villages, situated them next to the road. According to a focus group with Lewo elders, Belgian administrators “*grouped [the small villages] on the roadside so that they [Belgians] can have access to rubber and cotton, [...] to be able to sell them and have the financial means [to pay taxes].*” As elsewhere in central Africa, this colonial practice of regrouping facilitated tax collection and population control.

Ndwa history

Ndwa is composed of two villages: Ndwa 1, which existed prior to Belgian colonial rule, and Ndwa 2, created

in the 1930s from several villages that colonial administration consolidated next to what would become the road. A focus group of Ndwa elders described the reasons for the village regrouping, explaining that the colonial administrators.

“Told people who were far away that we had to move closer together to form a large village. It was really the state’s injunction. The state didn’t want to have people too far away, too isolated. They said that it was for health reasons. If a woman was pregnant, it would difficult to receive treatment if you are far away. But also the mortality of men. We had to regroup, because it is not good to live in a bad place.”

In 1974, village opted to move to its current site to be closer to the road, but also to escape from soil erosion problems, from which its prior site suffered.

Figure 5 summarizes mobilities of Bodzuna, Makaa and Mbee villages. Red sites designate abandoned clan villages, founded prior to colonization according to oral historical testimonies and currently recognizable by the abundant oil palms that continue to grow there.

Bodzuna history

The village Bodzuna 1 resulted from the consolidation of the clan village Bodzuna with several other clan villages in the mid-1920s. In the 1940s, as Belgian colonial authorities sought to impose greater control over its subjects by locating them closer to roads, Bodzuna village was relocated to Nkoo clan lands. According to an elderly farmer and merchant:

“The old Bodzuna [Bodzuna 1] was a small village that was grouped together with other small villages. It was there before I was born. The reason that inhabitants settled here [Bodzuna 2] was because of the road. The Belgian colonial power asked us to leave to settle along the road.”

In 1971, in the wake of forest expansion into the zone of human settlement, the population decided to move a few hundred meters to create the current village. Although the current village still must cope with forest expansion, its population continues to exploit the abandoned village site for palm nuts and cultivation. People use fire to keep forest growth from encroaching on village spaces.

Makaa history

Makaa 4, currently situated on the road near Bodzuna, is the consequence of several Makaa village relocations. Makaa 1 is the oldest recalled village, which seems to have existed at the end of the 19th century. Following the clan leader’s death in this village, his son assumed his position, creating Makaa 2 few hundred meters away. No precise period was mentioned for this migration, but it is possible that it took place before or during the colonization. In the early 1940s, the colonial administration catalysed another village relocation next to the road, creating Makaa 3, but a decade later, the village moved again because of sorcery accusations, resulting in the creation of Makaa 4. As a 50-year old man described the reasons for this last relocation:

“The roosters no longer crowed, the crops were poor

and the women no longer gave birth. The Makaa clan is in charge of the Nkira Mbali [the spirit protector of all the Batio of the chiefdom] so the clan perceived these evils as a malediction for having left its ancestral lands. The clan chief then bought part of the Nkuru clan land and created a new Makaa [Makaa 4] on it.”

The village has moved incrementally a few hundred meters to position itself next to a small road.

Nkuru history

Nkuru village no longer exists, but its abandoned sites have taken on environmental features in collective memory. According to oral historical testimonies, the first village (Nkuru *Mulilansie*, named for a nearby river) was initially consolidated with several other clan villages, probably sometime in the 1920s, when it was known as Nkuru *ebu* (“Nkuru hole”). According to one elder, the dispersal of small-scale villages provided Belgian colonial authorities with justification for this consolidation, and presumably to distance populations from specific ecologies that facilitated reproduction of *Glossina* spp., the sleeping sickness vector. To facilitate sleeping sickness screening and control, Nkuru was regrouped with other clan villages Mongwoli and Mamuene to create Nkuru 2 (Nkuru *ebu*), although local historical accounts indicate that this relocation precipitated resistance from local population against colonial subjects, leading colonial authorities to burn inhabitants’ houses to force their migration.

In subsequent years, the village voluntarily moved a few hundred meters to escape repeated floods of its prior location (Nkuru 3, Nkuru *mona*, meaning dry or hill). Finally, in the early 1940s, colonial administrators consolidated the village with that of Mbee and relocated the resulting settlement near a road forcibly constructed by local labour. This same elder explained that Mbee’s road conditions were poor because of its proximity to swamplands.

Archival evidence for village mobilities

In certain instances, the Africa Archives of the Federal Public Service of the Foreign Affairs Service in Brussels provide additional evidence for colonial village mobilities. Annual reports¹ show that both Mbee and Mpelu villages moved in 1937. Administrators attributed this relocation of Mpelu to environmental conditions, namely seasonal high humidity and cold that the village suffered because of its proximity to herbaceous flood savannah, confirmed by informants during FGDs. Mpelu was then consolidated with other villages, prior to road construction in 1941. In addition, a hand-drawn map found in the 1940 *Annual medical report* from the Mushie medical service (dated from 1940), documents new village locations following “sanitation” regrouping and corresponds well with oral historical testimonies of Mbee and Bodzuna. Nkala (integrated with Nkoo at the time) and Lewo (not yet in existence, according to oral testimonies) are both absent from the map.

¹ Annual report of indigenous affairs and labor, section B, chapter XXI, 1937, 1941.

Impact of village mobilities on landscape dynamics

Date of mobility and land cover composition

First, the influence of the date of mobility on land cover composition was investigated. Figure 6 shows PCA results which classified villages according to the date of mobility and land cover composition in a 250 m-buffer zone surrounding GPS landmarks.

The PCA shows significantly (Monte-Carlo test, p-value 0.01**) that the date of mobility directly influences landscape structure and composition. The first two components count for 77.63% of the variance (44.22% for axis 1, and 23.21% for axis 2). Axis 1 is positively influenced by terra firma forest land and to a lesser extent, wet land forest, and negatively by herbaceous savannah, shrubby savannah and transitional areas. Similarly, axis 2 is positively influenced by wet land forest and negatively by terra firma forest land. Axis 1 thus provides information on forest cover, and axis 2 on soil humidity. According to the cluster distribution on axis 1, then, older villages are most colonized by forest.

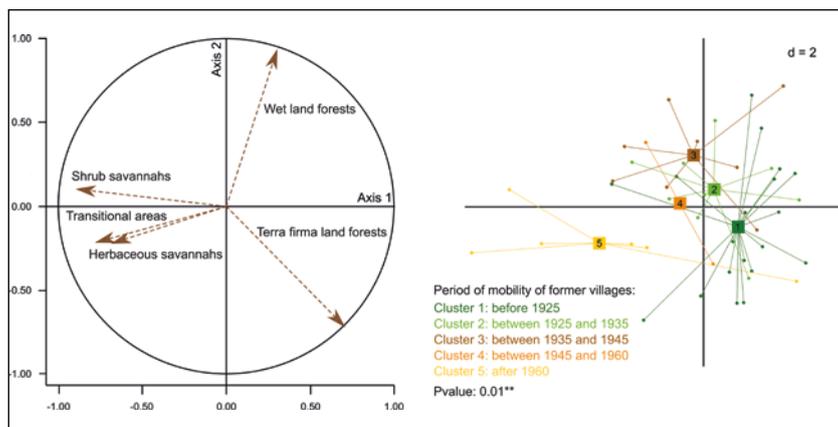


Figure 6.
PCA based on date of village mobility and land cover (Monte-Carlo test, p-value 0.01**).

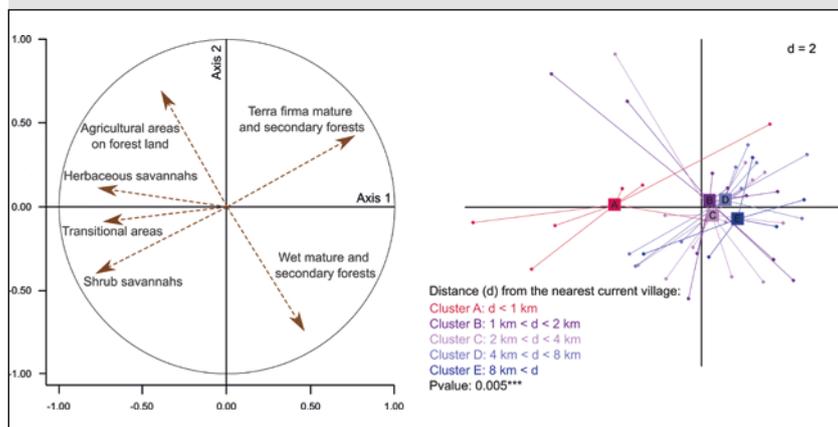


Figure 7.
PCA based on the distance of abandoned villages from nearest current village and land cover (Monte-Carlo test, p-value 0.005**).

Distance to current village and land use

Another PCA was conducted, which linked the distance of abandoned villages to the nearest current village with land cover. Results are contained in figure 7.

The PCA shows that the distance between abandoned and current ones has a significant (Monte-Carlo test, p-value 0.005**) influence on landscape structure. The first two components account for 66.39% of the variance (43.73% for axis 1, 22.66% for axis 2). Terra firma and wet forests positively influence axis 1, which in turn is negatively influenced by herbaceous and shrub savannahs, transitional areas, and agricultural fields. Axis 2 is positively influenced by terra firma forest land (secondary and mature forests and agricultural fields) and similar to the PCA above, negatively by wet mature and secondary forests. Hence, axis 1 provides information on forest cover and axis 2 on soil humidity. According to the distribution of groups on axis 1, abandoned villages closest to current villages are the least forested, and most exploited for agriculture. This dynamic is in play primarily for abandoned villages under one kilometre away from current villages. Conversely, the most distant villages seem to be those with the most developed forest cover, so that

resource exploitation appears to decrease as distance increases. Moreover, the distribution of the groups on axis 2 does not show a correlation between distance and humidity; all groups are distributed along axis 1.

Land use and land cover change following mobility according oral histories and botanical data

Oral testimonies and focus groups indicate inhabitants entirely or partly abandoned their former villages following relocation, leading to three possible land covers.

First, where inhabitants had previously planted many fruit trees and oil palms, people would return to abandoned villages to exploit these trees. In such cases, secondary forest coverage, characterized by pioneer forest species and oil palms, would persist in a relatively stable state.

Second, once-cultivated lands near abandoned villages could eventually revert to forest, which in turn expanded into the former villages themselves. The term *efuna kuba* in Batio language elucidates this phenomenon. Although this term has no direct translation, it expresses this process of forest colonisation of former villages following inhabitants' abandonment of a village. These abandoned villages overtaken by forest are identifiable in the landscape by the presence of oil palms. As one elder explained, "where these oil palms trees were have turned into forest. All places where oil palms grow are abandoned villages, which are now forest."

Finally, although forest may have colonized abandoned villages, people could return to these sites to cultivate fields because they considered the land to be fertile. Note that if for-

mer villages are completely abandoned and no agricultural activity takes place there, oil palm trees tend to decrease in number over time and eventually disappear. Thus, traces of ancient villages may disappear over time, supplanted by a mature forest resembling the rest of the forest network.

Figure 8 illustrates these three possibilities according to botanical data collected in former villages: (i) Stationary secondary forest with oil palm; (ii) Mature forest with oil palm; and (iii) Cultivated forest.

Figure 9 highlights how village mobilities shaped landscape dynamics, specifically in expanding the forest.

Finally, forest colonisation of abandoned villages is understood not only as an ecological process, but also a social and historical one. Not only did it involve the cultivation of a valued tree and result from village mobility, but some forest regrowth could be named for past people. The forest patch Nzamatoro, for instance, was given the name of a respected elder who had been buried in his house prior to the village relocation.

Discussion

This study brings together oral historical knowledge of village mobilities from the late 19th century to the present, some confirmatory archival evidence, and the development of a GIS to evaluate the consequences of human mobility for land cover. Our analyses illustrated changing village mobility within the Bolobo territory from the late 19th century to the present.

Local history of village mobility linked to oral testimonies

Past changes within small-scale, mobile African societies can be contained in oral histories. The present study relies on recalled experiences of informants as well as stories of mobilities that they heard from older generations. There was unifying pattern in the abandonment of villages or the resettlement of others single reason for mobility during the study period. The study found village mobility took place for multiple reasons from the late nineteenth century. Oral histories suggested that there were two main drivers of village mobility. The first is linked to a common practice of Belgian colonial rule, to consolidate populations and establish colonial control (elsewhere, see Pourtier, 1986; Rupp, 2011). The second driver concerns human populations' response to environ-

mental conditions, namely to escape adverse ecological, climatic and health conditions, due to sorcery, the presence of sleeping sickness vectors, flooding and depleted resources.

Oral historical sources were used in most cases to document where, when, and why villages moved. However, historical recollections can be faulty (Giles-Vernick, 2002) because of selective recollection and transmission of past events, people and processes. In fact, it can be difficult to determine the precise date of a past event with only oral sources. For example, the claim that missionaries facilitated the creation of Tshumbiri is inaccurate; Robert Harms, who collected genealogies, oral histories and archival evidence in the region in the 1960s and 70s, finds that Tshumbiri was likely established between 1800 and 1840 as a consequence of an expanding ivory trade (Harms, 1981). Yet triangulation with other complementary sources (Owens *et al.*, 2009; Caquard and Joliveau, 2016) – limited archival evidence available, ecological observations with recording of GPS points – allow some certainty about where abandoned villages were located in relation to current ones. Although triangulate data from different sciences and methods may pose challenges, it can also be a strength: multiple sources limit the bias associated with oral historical data and permits an analysis of the consequences of past mobility on landscape dynamics over time, without the need for exact dating of events.

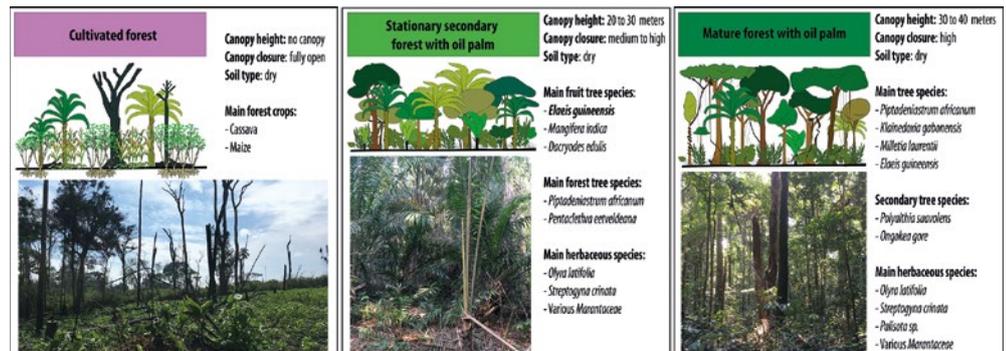


Figure 8. Three possible landscape changes following village abandonment and forest colonisation.

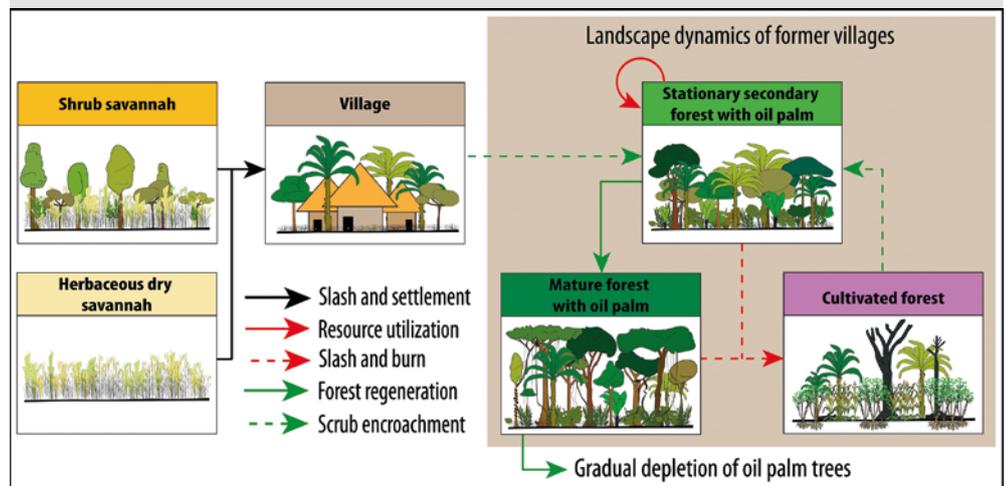


Figure 9. Landscape dynamics after village settlement and abandonment.

Implication of village mobility in landscape dynamics

Forest cover expanded into abandoned villages and the savannahs, the consequence of environmental eutrophication facilitating forest establishment. PCA analyses indicate that older villages were most colonized by forest and that forest exploitation decreased with distance from currently inhabited villages. There was no real correlation between soil humidity and composition and date of village mobility. Villages frequently resettled on dry savannah, but with a water source (river) in proximity. This repeated settlement pattern presumably facilitated the development of terra firma for settled villages and wet forests on village outskirts along rivers.

What is striking about this multidisciplinary analysis of village mobility and landscape change is that the results show multiple possible landscape changes over time, and that village mobility does not necessarily lead to deforestation. A process of eutrophication of the environment can be suggested here: by inhabiting new village sites and planting fruit trees, people enriched soils, and possibly attracted avifauna species which by zoochory would have facilitated seed spreading. In abandoning villages, people facilitated the establishment of pioneer forest species on soils favourable to their development, leading to the creation of a new forest. This creation of forest through human practices has been noted elsewhere in Africa. Fairhead and Leach (1996), for instance, found that people in Guinea were mainly responsible of the creation of forest islands. De Foresta (1990), in studying the Mayombe savannah dynamics elsewhere in DRC, also highlighted the colonisation of savannahs by the forest over the last centuries, hypothesizing that a strong past human occupation facilitated the installation of Marantaceous forests. Similarly, in Sierra Leone, the existence of forest patches around ruined villages has been highlighted, which now form a greater forest cover than the surrounding forests (Nyerges and Green, 2000).

In the Bolobo Territory, Batio people have participated in forest colonization of savannahs, so that human presence has been favourable to the maintenance of forest cover, even in this fragmented ecosystem, and by implication, of bonobos living in forest patches and protected by NGOs MMT and WWF. It is true that certain zones here are heavily influenced by human activities, particularly the outskirts of current villages where agricultural production is most intense. Others, however, initially “seeded” by human activities (fruit tree planting), have been abandoned and left largely to ecological processes. In the absence of village mobility, this situation runs a high risk of overexploitation of resources around villages, which negatively affects supply services, including wildlife.

Contributions to conservation and development programs

Conservation NGOs working in this region have shaped governance of resource use and landscape dynamics, but can also learn from the insights produced by the present

analysis. These NGOs are primarily concerned with environmental and species (notably bonobo) to maintain the integrity of ecosystem services, as well as the promotion of sustainable development. MMT has not only conducted campaigns to conserve local practices of not hunting bonobos, but has also created community forests, which bar certain extractive human activities (Narat *et al.*, 2015ab). This governance of forest and wildlife use is complemented by the development of ecotourism, and thus activities to benefit local populations and reduce anthropic pressure on the environment. This “integrated conservation and development” has long been an approach practiced by NGOs, but its effects can be far-reaching, affecting livelihoods, and socio-cultural and political relations (Albers and Grinspoon, 1997; Agrawal and Ostrom, 2001; Panusittikorn and Prato, 2001; Wilshusen *et al.*, 2002; Jim and Xu, 2003; Roth, 2004; West, 2006; West *et al.*, 2006).

In suggesting that past village mobilities have contributed to forest expansion, our study reveals that movement and environmental exploitation is not uniformly destructive in African forests. This analysis also suggests that contemporary sedentarization of village settlements may place greater pressure on existing resources in proximity to villages. NGOs would do well to heed these past dynamics and risks, and to work closely with local populations to find ways of reducing stress on ecosystems within adversely affecting local livelihoods. Developing alternative economies that simultaneously protect the environment and respect existing human practices would be necessary to limit this pressure on forest ecosystems. Thus, the habituation of bonobo communities by the MMF and WWF in a way to develop ecotourism would be one a good starting point. It could make possible the development of a local service economy rather than an extractive one.

Conclusion

This study sought to investigate the influence of past village mobilities on the structure and dynamics of the forest-savannah mosaic of the North Batéké Chiefdom in Democratic Republic of Congo (DRC). Bringing together oral historical testimonies, geographical analyses and botanical data of past and current village sites, the results suggest that Batio peoples in this region of DRC have largely contributed to forest expansion over time. At the same time, contemporary sedentarization of these inhabitants has encouraged intensified and localized exploitation of resources. Inhabitants shifted from pursuing relatively homogenous resource exploitation from scattered villages to a more heterogeneous resource exploitation located around larger and regrouped villages. This current, concentrated exploitation is risky, both for protected bonobos, but also for biodiversity and for human livelihoods. NGOs and local populations must work together to develop programs that protect bonobos and biodiversity and foster human livelihoods on this forest edge.

Acknowledgements

We thank the entire Mbou-Mon-Tour team for their hospitality and support. We are most grateful to all local participants in

this study for their hospitality and knowledge. An especially warm thanks to all village elders, particularly to the dean of the Batio for having accepted to share his knowledge so freely during our many discussions.

Data availability statement

Because of ethical committee restrictions, data have not been publicly deposited. Upon reasonable request, the corresponding author may make available certain data following agreement by the Principal Investigator of the research project of which this study is a part.

Funding

This work is part of the SHAPES project (A multi-disciplinary study of human beings, great apes and disease emergence in equatorial Africa: Social sciences perspectives on cross-species contacts, 2015-2018), supported by the French National Research Agency/Agence nationale de la recherche [grant numbers ANR-14-CE31-0004].

References

- Achberger J., 2013. Belgian Colonial Education Policy: a poor foundation for stability. The Ultimate History Project, website. <http://www.ultimatehistoryproject.com/belgian-congo>
- Agrawal A., Ostrom E., 2001. Collective action, property rights, and decentralization in resource use in India and Nepal. *Politics and Society*, 29 (4): 485-514. <https://doi.org/10.1177/0032329201029004002>
- Albers H. J., Grinspoon E., 1997. A comparison of the enforcement of access restrictions between Xishuangbanna Nature Reserve (China) and Khao Yai National Park (Thailand). *Environmental Conservation*, 24 (4): 351-362. <https://doi.org/10.1017/S0376892997000465>
- Alkama R., Cescatti A., 2016. Biophysical climate impacts of recent changes in global forest cover. *Science*, 351 (6273): 600-604. <https://doi.org/10.1126/science.aac8083>
- Arthur J. A., 1991. International Labor Migration Patterns in West Africa. *African Studies Review*, 34 (3): 65-87. <https://doi.org/10.2307/524120>
- Bobineau J., 2016. The History of the Democratic Republic of Congo – An Introduction. In: Bobineau J., Gieg P. (eds). *The Democratic Republic of the Congo. Problems, Progress and Prospects*. Berlin, Germany, LIT Verlag, 11-28.
- Caquard S., Joliveau T., 2016. Penser et activer les relations entre cartes et récits. *M@ppemonde*, 118: 1-7. <http://mappemonde.mgm.fr/118as1/>
- Ciza S. K., Mikwa J. F., Malekezi A. C., Gond V., Bosela F. B., 2015. Identification des moteurs de déforestation dans la région d'Isangi, République démocratique du Congo. *Bois et Forêts des Tropiques*, 324 (2) : 29-38. <https://doi.org/10.19182/bft2015.324.a31264>
- Clay N., 2016. Producing hybrid forests in the Congo Basin: A political ecology of the landscape approach to conservation. *Geoforum*, 76: 130-141. <https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2016.09.008>
- Coquéry-Vidrovitch C., 1972. *Le Congo au temps des grandes compagnies concessionnaires, 1890-1930*, Paris-La Haye, Mouton, 750 p.
- Courtin F., Guengant J.-P., 2011. Un siècle de peuplement en Afrique de l'Ouest. *Natures Sciences Sociétés*, 19 (3) : 256-265. <https://doi.org/10.1051/nss/2011146>
- De Foresta H., 1990. Origine et évolution des savanes intramayombiennes (RP du Congo). II. Apports de la botanique forestière. In: Lanfranchi R., Schwartz D. (éds). *Paysages quaternaires de l'Afrique centrale atlantique*. Paris, France, ORSTOM, 326-335.
- Demichelis C., 2020. Approche socio-écosystémique d'un paysage de mosaïque forêt-savane en Afrique équatoriale : une méthodologie inductive et transdisciplinaire pour étudier les interactions humains-milieu. *Encyclo, Revue de l'école doctorale Science des sociétés (ED 624)*, 11 : 37-59. <https://hal-univ-paris.archives-ouvertes.fr/hal-02900701>
- Demichelis C., Oszwald J., Gasquet-Blanchard C., Narat V., Bokika J. C., Pennec F., Giles-Vernick T., 2020. Multidimensional analysis of landscape dynamics in a Central African forest-savannah mosaic. *African Journal of Ecology*, Early view (online): 1-17. <https://doi.org/10.1111/aje.12750>
- De Witte L., 2017. The suppression of the Congo rebellions and the rise of Mobutu, 1963-65. *International History Review*, 39 (1): 107-125. <https://doi.org/10.1080/07075332.2016.1189951>
- Duveiller G., Defourny P., Desclée B., Mayaux P., 2008. Deforestation in Central Africa: Estimates at regional, national and landscape levels by advanced processing of systematically-distributed Landsat extracts. *Remote Sensing of Environment*, 112 (5): 1969-1981. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2007.07.026>
- Fairhead J., Leach M., 1996. *Misreading the African landscape: society and ecology in a forest-savanna mosaic*. Cambridge, United Kingdom, Cambridge University Press, 354 p.
- Gemenne F., Blocher J. M. D., De Longueville F., Vigil Diaz Telenti S., Zickgraf C., Gharbaoui D., et al., 2017. Changement climatique, catastrophes naturelles et déplacements de populations en Afrique de l'Ouest. *Geo-Eco-Trop : Revue Internationale de Géologie, de Géographie et d'Écologie Tropicales*, 41 (3): 317-337. http://www.geocotrop.be/uploads/publications/pub_413_02.pdf
- Giles-Vernick T., 2002. Cutting the vines of the past: environmental histories of the Central African rain forest. Charlottesville, VA, USA, University of Virginia Press, 307 p.
- Gillet P., Vermeulen C., Feintrenie L., Dessard H., Garcia C., 2016. Quelles sont les causes de la déforestation dans le bassin du Congo ? Synthèse bibliographique et études de cas. *Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement*, 20 (2) : 183-194. <https://doi.org/10.25518/1780-4507.13022>
- Hannam K., Sheller M., Urry J., 2006. Mobilities, immobilities and moorings. *Mobilities*, 1 (1): 1-22. <https://doi.org/10.1080/17450100500489189>
- Harms R. W., 1981. *River of wealth, river of sorrow: The central Zaire basin in the era of the slave and ivory trade, 1500-1891*. New Haven, CT, USA, Yale University Press, 277 p.
- Jim C. Y., Xu S. S., 2003. Getting out of the woods: Quandaries of protected area management in China. *Mountain Research and Development*, 23 (3): 222-226. [https://doi.org/10.1659/0276-4741\(2003\)023\[0222:gootw\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1659/0276-4741(2003)023[0222:gootw]2.0.co;2)
- Kaplan J. O., Pfeiffer M., Kolen J. C., Davis B. A., 2016. Large scale anthropogenic reduction of forest cover in Last Glacial Maximum Europe. *PLoS One*, 11 (11): 1-17. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0166726>
- Kent J., 2017. The neo-colonialism of decolonisation: Katangan secession and the bringing of the Cold War to the Congo. *Journal of Imperial and Commonwealth History*, 45 (1): 93-130. <https://doi.org/10.1080/03086534.2016.1262644>
- Lambin E. F., Meyfroidt P., 2011. Global land use change, economic globalization, and the looming land scarcity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 108 (9): 3465-3472. <https://doi.org/10.1073/pnas.1100480108>
- Lambin E. F., Geist H. J., Lepers E., 2003. Dynamics of land-use and land-cover change in tropical regions. *Annual Review of Environment and Resources*, 28 (1): 205-241. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.28.050302.105459>
- Liu J., Dietz T., Carpenter S. R., Alberti M., Folke C., Moran E., et al., 2007. Complexity of coupled human and natural systems. *Science*, 317 (5844): 1513-1516. <https://doi.org/10.1126/science.1144004>

- Lyons M., 1994. Public health in colonial Africa: the Belgian Congo. *In*: Porter D. (ed.). The History of Public Health and the Modern State. Amsterdam-Atlanta, Rodopi, 356-384.
- Mayaux P., Gond V., Massart M., Pain-Orcet M., Achard F., 2003. Évolution du couvert forestier du bassin du Congo mesurée par télédétection spatiale. *Bois et Forêts des Tropiques*, 277 (3) : 45-52. <https://revues.cirad.fr/index.php/BFT/article/view/20183>
- Moreau J.-L., 2010. De la décolonisation à la zaïrianisation. Le sort des capitaux belges au Congo. *Les Cahiers IRICE*, 6 (2) : 61-77. <https://doi.org/10.3917/lci.006.0061>
- Narat V., Pennec F., Ledo-Bisson L., Bokika-Ngawolo J. C., Dumez R., Krief S., 2015a. Bonobo Conservation as a means for Local Development: an Innovative Local Initiative of Community-based Conservation in the Democratic Republic of the Congo. *Journal of Primatology*, 4 (2) : 1-11. <https://doi.org/10.4172/2167-6801.1000127>
- Narat V., Pennec F., Krief S., Ngawolo J.-C. B., Dumez R., 2015b. Conservation communautaire et changement de statuts du bonobo dans le Territoire de Bolobo. *Animal juridique, économique et écologique. Revue d'Ethnoécologie*, 7 : 1-17. <https://doi.org/10.4000/ethnoecologie.2206>
- Nyerges A. E., Green G. M., 2000. The ethnography of landscape: GIS and remote sensing in the study of forest change in West African Guinea Savanna. *American Anthropologist*, 102 (2) : 271-289. <https://doi.org/10.1525/aa.2000.102.2.271>
- Ostrom E., 2009. A general framework for analyzing sustainability of social-ecological systems. *Science*, 325 (5939) : 419-422. <https://doi.org/10.1126/science.1172133>
- Owens J. B., Yuan M., Wachowicz M., Kantabutra V., Coppola E. A., Ames D. P., *et al.*, 2009. Visualizing historical narratives: geographically-integrated history and dynamics GIS. *In*: Workshop on Visualizing the Past, University of Richmond, USA, 20-21 February 2009, 5 p. <https://edepot.wur.nl/8822>
- Panusittikorn P., Prato T., 2001. Conservation of protected areas in Thailand: the case of Khao Yai National Park. *The George Wright Forum*, 18 (2) : 66-76. <https://www.jstor.org/stable/43597747>
- Pennec F., Krief S., Hladik A., Lubini Ayingwe C., Bortolamiol S., Bokika Ngawolo J.-C., *et al.*, 2016. Floristic and structural vegetation typology of bonobo habitats in a forest-savanna mosaic (Bolobo Territory, D.R. Congo). *Plant Ecology and Evolution*, 149 (2) : 199-215. <https://doi.org/10.5091/plecevo.2016.1157>
- Pourtier R., 1986. La dialectique du vide : densité de population et pratiques foncières en Afrique centrale forestière. *Politique Africaine*, 21 : 10-21. <http://www.politique-africaine.com/numeros/pdf/021010.pdf>
- Redman C. L., Grove J. M., Kuby L. H., 2004. Integrating social science into the long-term ecological research (LTER) network: social dimensions of ecological change and ecological dimensions of social change. *Ecosystems*, 7 (2) : 161-171. <https://doi.org/10.1007/s10021-003-0215-z>
- Roth R., 2004. On the colonial margins and in the global hotspot: Park-people conflicts in highland Thailand. *Asia Pacific Viewpoint*, 45 (1) : 13-32. <https://doi.org/10.1111/j.1467-8376.2004.00225.x>
- Rupp S. K., 2011. *Forests of Belonging: identities, ethnicities, and stereotypes in the Congo River Basin*. Seattle, WA, USA, University of Washington Press, 304 p.
- Stewart P. J., Strathern A., 2003. *Landscape, Memory and History: Anthropological Perspectives*. London, United Kingdom, Pluto Press, 246 p.
- Tankou C. M., de Jongh H. H., Persoon G., de Bruijn M., de Snoo G. R., 2014. Determinants and Impacts of Human Mobility Dynamics in the Western Highlands of Cameroon. *International Journal of Scientific and Technology Research*, 3 (8) : 40-50. <http://hdl.handle.net/1887/31461>
- Van der Geest K., Vrieling A., Dietz T., 2010. Migration and environment in Ghana: a cross-district analysis of human mobility and vegetation dynamics. *Environment and Urbanization*, 22 (1) : 107-123. <https://doi.org/10.1177/0956247809362842>
- Van Dijk H., Foeken D., Van Til K., 2001. Population mobility in Africa: An overview. *In*: De Bruijn M., Van Dijk R., Foeken D. (eds). *Mobile Africa: Changing patterns of movement in Africa and beyond*. Leiden-Boston, Brill, 9-26.
- Vansina J., 1973. *The Tio Kingdom of the Middle Congo: 1880-1892*. London, United Kingdom, Routledge, 610 p.
- Vittek M., Brink A., Donnay F., Simonetti D., Desclée B., 2014. Land cover change monitoring using Landsat MSS/TM satellite image data over West Africa between 1975 and 1990. *Remote Sensing*, 6 (1) : 658-676. <https://doi.org/10.3390/rs6010658>
- West P., 2006. *Conservation Is Our Government Now: The Politics of Ecology in Papua New Guinea*. Durham-London, United Kingdom, Duke University Press, 352 p.
- West P., Igoe J., Brockington D., 2006. Parks and peoples: the social impact of protected areas. *Annual Review of Anthropology*, 35 (1) : 251-277. <https://doi.org/10.1146/annurev.anthro.35.081705.123308>
- Wilshusen P. R., Brechin S. R., Fortwangler C. L., West P. C., 2002. Reinventing a square wheel: Critique of a resurgent "protection paradigm" in international biodiversity conservation. *Society and Natural Resources*, 15 (1) : 17-40. <https://doi.org/10.1080/089419202317174002>
- Windey C., Van Hecken G., 2019. Contested mappings in a dynamic space: emerging socio-spatial relationships in the context of REDD+. A case from the Democratic Republic of Congo. *Landscape Research, Early View* (online) : 1-15. <https://doi.org/10.1080/01426397.2019.1691983>

Demichelis *et al.* – Contribution des auteurs

Rôle du contributeur	Noms des auteurs
Conceptualisation	C. Demichelis
Gestion des données	C. Demichelis, A. Bostvironnois
Analyse formelle	C. Demichelis, J. Oszwald, A. Bostvironnois
Acquisition du financement	T. Giles-Vernick
Enquête et investigation	C. Demichelis
Méthodologie	C. Demichelis
Gestion de projet	C. Demichelis, C. Gasquet-Blanchard, T. Giles-Vernick
Ressources	Oszwald, V. Narat, J.-C. Bokika
Supervision	C. Demichelis, J. Oszwald, C. Gasquet-Blanchard, T. Giles-Vernick
Validation	C. Demichelis, J. Oszwald, Gasquet-Blanchard, T. Giles-Vernick
Visualisation	C. Demichelis
Écriture – Préparation de l'ébauche originale	C. Demichelis
Écriture – Révision et édition	C. Demichelis, J. Oszwald, C. Gasquet-Blanchard, T. Giles-Vernick

Towards optimizing acorn use as animal feed in Tunisia: evaluation and impact on natural regeneration

Boutheina STITI¹
Maryem KHALFAOUI¹
Salima BAHRI¹
Abdelhamid KHALDI¹

¹ University of Carthage
National Institute of Research
in Rural Engineering,
Water and Forests
BP 10, Ariana
Tunisia

**Auteur correspondant /
Corresponding author:**
Boutheina STITI –
stitibou@gmail.com



Photo 1.
Germinated acorns of *Quercus suber* L.
Photo B. Stiti.

Doi : 10.19182/bft2021.348.a31923 – Droit d'auteur © 2021, Bois et Forêts des Tropiques – © Cirad – Date de soumission : 16 janvier 2020 ; date d'acceptation : 11 février 2021 ; date de publication : 18 juin 2021.



Licence Creative Commons :
Attribution - 4.0 International.
Attribution-4.0 International (CC BY 4.0)

Citer l'article / To cite the article

Stiti B., Khalfaoui M., Bahri S., Khaldi A., 2021. Towards optimizing acorn use as animal feed in Tunisia: evaluation and impact on natural regeneration. Bois et Forêts des Tropiques, 348 : 17-27. Doi : <https://doi.org/10.19182/bft2021.348.a31923>

RÉSUMÉ

Optimiser l'usage de glands pour l'alimentation du bétail en Tunisie : évaluation et impact sur la régénération naturelle

Dans les forêts méditerranéennes, outre les conflits d'usages entre gestionnaires et populations locales souvent pauvres et dépendantes de leur bétail pour vivre, le coût des matières premières fourragères est de moins en moins supportable pour les paysans. Il est de plus en plus admis que l'utilisation raisonnée de glands permet de réduire les coûts de l'alimentation animale tout en favorisant une gouvernance participative et durable des peuplements. La présente étude vise à réaliser une évaluation quantitative, qualitative et économique du potentiel des glands dans une suberaie du nord-ouest de la Tunisie et à étudier leur impact post-dispersion sur la régénération naturelle. Les quantités ont été estimées en novembre et en février, respectivement, pour les glands récoltés sur les arbres et ramassés au sol. Un suivi dans le temps a également été mené entre l'automne 2014 et le printemps 2015. Les résultats montrent une baisse significative de la quantité des glands, qui passe de $5,28 \pm 4,61$ t/ha en novembre à $0,684 \pm 0,1$ t/ha en février. Toutefois, cette baisse ne compromet pas les premiers stades de la régénération naturelle des chênes-lièges, puisque le pourcentage de glands inaptes à la germination a été estimé à 37 % seulement fin février et le nombre moyen à 40 000 plantules par hectare en avril. Un modèle ajusté a permis d'établir une estimation prévisionnelle de la production de glands et d'identifier le système agroforestier le mieux adapté pour optimiser l'usage des glands. Les données sur la quantité et la qualité indiquent que les glands d'automne seraient à affecter aux pépinières et au bétail et les glands plus tardifs à la faune sauvage et la régénération naturelle.

Mots-clés : gland de chêne-liège, fourrage, régénération naturelle, prédation, sylvopastoralisme, amélioration des revenus, pérennité, Tunisie.

ABSTRACT

Towards optimizing acorn use as animal feed in Tunisia: evaluation and impact on natural regeneration

In Mediterranean forests, besides the conflict between forest managers and local populations who are often poor and dependent on livestock for survival, the cost of raw materials used in animal feed is increasingly a burden for farmers. There is growing recognition that wise use of acorns can reduce feed costs and enhance sustainable participatory governance of these woodlands. This paper aimed to carry out a quantitative, qualitative and economic evaluation of acorn potential in a cork oak forest in north-western Tunisia and to investigate the impact of their post-dispersal on natural regeneration. Quantities were estimated in November and February, respectively for acorns collected directly from trees and from the ground. Time-dependent monitoring of acorn quality and numbers of new seedlings was also conducted from autumn 2014 to spring 2015. The results show a significant decrease in acorn quantity from 5.28 ± 4.61 t/ha in November to 0.684 ± 0.1 t/ha in February. However, this loss did not put the early stages of natural cork oak regeneration at risk since the percentage of acorns not able to germinate was estimated at only 37% in late February. Furthermore, the average number of new seedlings was estimated in April at 40,000 seedlings/ha. A model was fitted to predict tree acorn production and to establish the best agroforestry system to optimize acorn use. Based on acorn quantity and quality data, earlier acorns should be directed to nursery and livestock production and the later acorns to wildlife and natural regeneration.

Keywords: cork oak acorn, animal feed, natural regeneration, predation, sylvopastoralism, income improvement, sustainability, Tunisia.

RESUMEN

Hacia la optimización del uso de la bellota como alimento para animales en Túnez: evaluación e impacto en la regeneración natural

En los bosques mediterráneos, además del conflicto entre los gestores forestales y las poblaciones locales, que a menudo son pobres y dependen del ganado para sobrevivir, el coste de las materias primas utilizadas en la alimentación animal es una carga cada vez mayor para los agricultores. Se está reconociendo que un uso inteligente de las bellotas puede reducir los costes en alimentación y mejorar la gobernanza participativa sostenible de estos bosques. El objetivo de este trabajo es realizar una evaluación cuantitativa, cualitativa y económica del potencial de las bellotas en un bosque de alcornoques del noroeste de Túnez e investigar el impacto de su dispersión posterior en la regeneración natural. Las cantidades se estimaron en noviembre y febrero, respectivamente, para las bellotas recogidas directamente de los árboles y del suelo. También se realizó un seguimiento temporal de la calidad de las bellotas y del número de nuevas plántulas desde el otoño de 2014 hasta la primavera de 2015. Los resultados muestran una disminución significativa de la cantidad de bellota desde $5,28 \pm 4,61$ t/ha en noviembre hasta $0,684 \pm 0,1$ t/ha en febrero. Sin embargo, esta pérdida no representó un riesgo para las primeras etapas de la regeneración natural del alcornoque, ya que el porcentaje de bellotas que no pudieron germinar se estimó en solo un 37 % a finales de febrero. Además, el número medio de plántulas nuevas se estimó en abril en 40 000 por hectárea. Se adaptó un modelo para predecir la producción de bellotas y establecer el mejor sistema agroforestal para optimizar el uso de las bellotas. Basándose en los datos de cantidad y calidad de las bellotas, las más tempranas deberían destinarse a la producción en viveros y al ganado, y las más tardías a la fauna silvestre y a la regeneración natural.

Palabras clave: bellota de alcornoque, alimentación animal, regeneración natural, depredación, sylvopastoreo, mejora en los ingresos, sostenibilidad, Túnez.

Introduction

The last three centuries of cork oak forests commercial management have resulted in decline and deforestation in Mediterranean forest of the cork oak, *Quercus suber*. Long dry seasons (climate change), forest fires and overgrazing are considered to be the main factors of these problems as well as management practices (Palahí, 2004; Nsibi, 2006; Boussaidi and Rebai, 2017). Although experiments favouring natural regeneration have shown good results in southern Mediterranean forests, it seems illusory to imagine prolonged defences against human pressure on large surfaces, in territories where local populations are affected by poverty (Boudy, 1950; Marion, 1955; Stiti *et al.*, 2014). Actually, recent researches on cork oak forest services (Khalifaoui *et al.*, 2020) showed that in north-western Tunisia, grazing (including acorns consumption) provided a high Economic Value of 0.16 M€/year in 2016. This value ranged from 33% to 48% of the Total Economic Value (TEV), depending on the stand density. Tunisian Cork oak forests are publicly owned allowing free usage to the local population. In fact, the TEV was shared between the local users (58%) and the government (42%) (Daly-Hassen *et al.*, 2009). However, the farmers are not involved in management and conservation issues exclusively fulfilled by Forest Administration which led to a critical and a conflictual situation. These conflicts could be perceived through illegal practices such as forest fires, trees cutting and even violence against the forest administration agents.

In addition, despite the high coefficient of overgrazing, the forage deficit is significant (Boussaidi and Rebai, 2017). Considered as highly dependent on the forest resources, 91% of the local population's income is partially provided by animal breeding. A rural household owns in average 1.8 cattle, 6.3 sheep and 4.5 goats, based on self-production and grazing for their living. The average grazing time is 5 hour-day in the forest and 2 hours in the shrubs, enhanced by acorns collection and stocking for the low production periods (Khalifaoui and Daly-Hassen *et al.*, 2017). This behaviour is often justified by the expensive prices of raw materials used in animal feed, mostly imported, thereby increasing the cost of producing meat and dairy products.

Hence the importance to find a local feed source which reduces the food cost and respect nutritional constraints linked to growth performance and meat and milk quality.

Acorns were used primarily for human consumption, mainly during food shortages and because of the high abundance and distribution of *Quercus* tree species, especially across the Iberian Peninsula (García-Gómez, 2017). They are edible in at least 27 countries as an alternative food source because they are rich in starch, proteins and lipids and the flour is gluten free (Vinha *et al.*, 2016) and can be used for up to 20% of the diet of chickens and other animals without difficulty and are nutritionally comparable to many cereal grains (Zarroug *et al.*, 2020). Consequently, interest in acorns for farmers is increasing in North Africa (Kayouli and Buldgen, 2001; Moujahed *et al.*, 2005; Keddad *et al.*, 2010) taking as a model the experience of Spain with Iberian ham (Extremadura) and the land-use systems in Spain and Portugal.

This study aimed to point the importance of the acorn potential in cork oak forests in north-western Tunisia in terms of natural production and income improvement of local population. The objectives were to: (1) quantify and model annual production of cork oak acorns; (2) investigate the impact of quantity and quality of acorns on natural regeneration; (3) enhance the economic value of acorns to promote their integration into forest management decisions. Overall, we expected that the balance between the restoration of cork oak stands and the use of acorns by animals and especially by livestock, within an agroforestry system in the southern Mediterranean cork oak forests is feasible.



Photo 2.
Natural regeneration in Tunisian cork oak forest: acorns and seedlings.
Photo B. Stiti.

Material and methods

Study zone

This study was carried out in the extensive cork oak forests of Kroumirie, a mountainous region located in north-western Tunisia and north-eastern Algeria. Within this vast North African area, the investigation was conducted in the area of Ain Snoussi, (figure 1) located at the cross-roads between Ain Draham (altitude region: 739 m), Tabarka (coastal region: 12 m) and Amdoun (448 m). According to the bioclimatic map of northern Tunisia, the entire study area is included within the 4.5 °C isotherm for the minimum average for the coldest month (GDF, 2012).

The study area is a transition zone between intense forest and wooded area, with 3,787 ha comprising 50% cork oak (*Q. suber*), 24% shrubs, 13% cropland and olive trees and 10% of bare land (Khalifaoui *et al.*, 2020). Small and medium timber (diameter between 7.5 and 22.5 cm and between 22.5 and 42.5 cm, respectively) were the most represented in the study forest (Stiti, 2017). The cork production cycle is 12 years in Tunisia, starting with “virgin cork” (cork bark harvested at the first bark stripping at age 30) then harvesting “reproductive cork” in the following cycles. 1,700 inhabitants live inside this forest (NIST, 2014). The zone is publicly owned but the local households benefit from free usage rights and are the main beneficiary from the forest economic value (Khalifaoui *et al.*, 2020). The study site provides a multitude of goods and services (Campos *et al.*, 2007;

Daly-Hassen, 2009; Stiti *et al.*, 2016; Stiti, 2017).

To meet the objectives of this study, we selected 17 circular plots of 400 m² installed within the study area. The slope and the elevation inside these plots varied from 5 to 23% and from 324 to 611 m, respectively. The density ranged from 275 to 1,225 trees/ha and for 85% of inventoried trees, diameter (diameter at 1.30 m) varied from 11.1 to 36.6 cm.

Quantitative estimation of acorn production

A first lot composed of 50 trees, considered healthy and upright and inventoried in terms of circumference and height, formed a representative sample of cork oaks in the 17 selected plots. For each tree, another one close as possible in the same plot and belonging to the same diameter and height classes was picked in such a way as to set out a second lot of 50 trees. Actually, the first lot of trees was used for the quantitative estimation of acorn production carried out at the optimal period of their ripeness, in mid-November 2014.

Directly harvested on these trees, all acorns reaching the ground either naturally or man induced by using sticks, were collected on two traps placed beneath the crown to avoid seed contact with the soil. The mass of collected acorns was determined per tree and then extrapolated per hectare using the density of the plots. The second lot of 50 trees was used to quantify the acorns remaining on the forest ground in the end of February and to estimate the seedlings number derived from them in the spring. Therefore, four quadrats

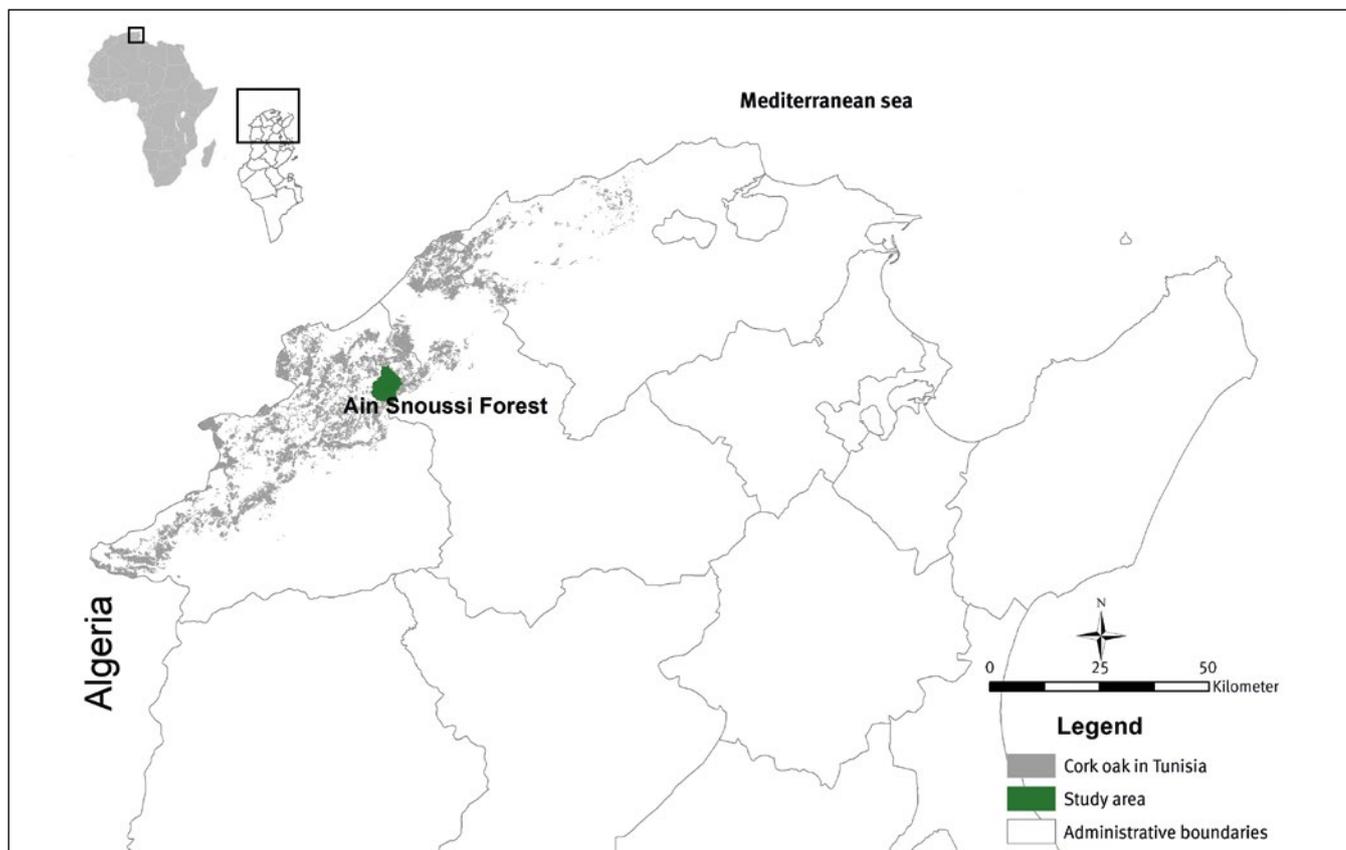


Figure 1. Location of the study area within Tunisian cork oak forest.

of 1 m² were positioned under the canopy of each tree, 3 m to the stem in the four cardinal directions. In the last week of February 2015, a collection of acorns was conducted, by picking them up from the ground, in the quadrats. The mass and the number of the collected acorns were determined per square metre and then extrapolated to the hectare.

Furthermore, in order to detect the impact of acorn lost on the early stages of natural regeneration, we estimated the percentage of seeds that evolved to seedlings among those remained on the ground. The approach was to count the number of cork oak seedlings before the season harvest in autumn 2014 (November) and then in spring 2015 (April), period of the pick seedling emergence (Arosa *et al.*, 2015).

Moreover, a model of the mass of acorns (W in kg) produced per tree was fitted using the data of seeds gathered in the beginning of the harvest season on the first lot of the 50 sampled trees. The choice of the prediction model was based on biological sense, simplicity, literature and statistical means. In a first step, the independent variables were measured by considering all the parameters that characterize the vigor of the trees.

In fact, for each of the 50 trees, six variables were recorded, namely the circumferences (C) at 0.30 m (C0.3) and 1.30 m (C1.3) from the ground (m), the total height (Ht), the radius of projection of the crown on the ground (Rcr) as well as the crown height (Hcr). The distances to the four individuals closest to the tree in the four cardinal directions (m) were also measured (D). The characteristics of these variables are summarized in table I.

Then, a step-by-step regression analysis was performed using SPSS 20 software to examine and explore the relationships between the mass of acorns per tree and the measured variables and to fit the best model. The model that most met the following requirements was the best choice; a low standard error or RMSE (Root Mean Squared Error), a high coefficient of determination, significant parameters and well distributed residues with no particular tendency.

Qualitative estimation of acorn production

The qualitative estimation was carried out on the acorns collected at three different dates, in mid-November directly on the 50 trees (first lot), in mid-January and in the end of February 2015 on the ground in the squares installed beneath the 50 crown trees (second lot) as described above. Firstly, we monitored the evolution of the status of the acorns in the three dates, especially, the seed categories composed of germinated (G), not sound (NO S), rotten (R) and insect-infested (I-I). Then, for a better understanding of the effect of entomological and pathological attacks on the quality which could influence the subsequent use of acorns for regeneration or feeding, another analysis was made on the

acorns collected in November and on those picked up on the ground in February. We investigated initially the location of the infestation and whether it affected the embryo and/or the cotyledons by a longitudinal section of the seeds (Suszka *et al.*, 1994). We inspected also the magnitude of the insect infestation using as indicators the size and the number of the holes.

Economic valuation of acorns

In cork oak forests, acorns are considered as secondary products, consumed by livestock and wild animals by grazing. Moreover, 20% of the total production is gathered by the local population as a supplementary feed creating an exchange market (Chebil *et al.*, 2009). Several methods were applied to determine the value of acorns. Because Tunisian forests are publicly owned and allowing access rights to local populations, the Forest Code (decree of January 17, 1995) defined the prices of forest products including acorns at 0.035 TND/kg (TND, Tunisian dinar money). However, this price was never revised and is no longer applied. More commonly, acorns are valued either as fodder, valued on the basis of consumed forage units (FU) and the market price of barley, considered as equivalent product (Hanley, 2008; Daly-Hassen *et al.*, 2009) or as market price value at farm gate (Campos *et al.*, 2007; Chebil *et al.*, 2009; GDF, 2012). Recently, a trade has been established and acorns have been locally acquired in local markets. The acorn market price of 2016 estimated at 0.042 €/kg (equivalent to 0.100 TND in 2016) and considered as farm gate price was applied in the present study.

Statistical analysis

Data processing and model adjustment were carried out using SPSS 20 software. Pearson's correlation coefficients were used to interpret relationships between acorn production and parameters of the sampled trees and plots by means of the SPSS 20 software. The former enabled us also by way of the GLM procedure (General Linear Models) to test the significance difference between the seed categories percent and among the dates of their collection. Results are presented as mean ± standard deviation.

Table I.

The variables measured on the trees sampled in the forest study: mean, minimum and maximum. Ht (m): total height, C1.3 (m): circumference at 1.30 m, C0.3 (m): circumference at 0.3 m, Hcr (m): crown height, Rcr: radius means of projecting the crown on the ground (m), D (m): the average of the distances of the four individuals closest to the tree in the four cardinal directions (m), Mass (kg): the mass of acorns per tree (Wa, kg).

Variable	Ht (m)	C1,3 (m)	Co,3 (m)	Hcr (m)	D (m)	Rcr (m)	Mass (kg)
Mean	7.98	0.93	1.04	5.09	5.2	2.8	8.85
Minimum	3.5	0.35	0.48	2	1.93	1.35	0.72
Maximum	13.5	2.65	2.67	9.3	9.92	6.6	39.6

Table II.

Pearson correlation coefficients among acorn production (kg/tree). Ht (m): total height, C1.3 (m): circumference at 1.30 m, C0.3 (m): circumference at 0.3 m, Hcr (m): crown height, Rcr: radius means of projecting the crown on the ground (m), D (m): the average of the distances of the four individuals closest to the tree in the four cardinal directions (m), E(m): elevation inside the plots, Pearson: Pearson coefficient.

Variable	C1.3	Co.3	Rcr	Hcr	Ht	D	Density	E
Pearson	0.736**	0.704**	0.718**	0.473**	0.573**	0.307*	-0.380*	-0.284*

* Significant at the 0.05 probability level.
** Significant at the 0.01 probability level. N = 50.

Results

Quantitative estimation of acorns

At the beginning of the season (November 2014), acorn production was estimated at 8.85 ± 8.23 kg/tree ranging widely between 0.72 and 39.6 kg. As a consequence, this production was evaluated at 5.28 ± 4.61 t/ha varying between 0.63 and 21.4 t/ha. Moreover, acorn production showed a significant difference between trees ($P < 0.05$) but no significant difference was noted between plots ($P < 0.158$). Pearson correlation analysis revealed that acorn production (kg/tree) was significantly and positively influenced ($P < 0.01$) by C1.3, C0.3, Rcr, Hcr and Ht but was positively affected to a lesser extent ($P < 0.05$) by distance (D). However, it was negatively affected by density ($P < 0.01$) and elevation ($P < 0.05$) whereas no significant correlation was noted with slope (table II). At the end of winter (February 2015), the mass of acorns was evaluated at 68.495 ± 102.27 g/m². Therefore,

acorn production was equivalent to 0.684 ± 0.1 t/ha ranging between plots from 0 to 4.58 t/ha. This quantity of acorns collected tardily is much less than that harvested at the start of the acorn season (November), which indicates an important use and pre-emption of acorns.

On the other hand, the number of acorns recorded (February 2015) in the quadrats was estimated at 27 ± 41 acorns/m² ranging from 0 to 160 acorns/m² (270,000 acorns/ha). Then in April, we recorded 4 ± 6 seedlings per m² (min=0 and max=34) and emergence was estimated at $17 \pm 31\%$ with a large variation between 0 and 163 %.

As shown in figure 2, for some quadrats, the number of new seedlings appeared higher than that recorded for acorns in February and new seedlings emerged even in quadrats having previously no acorns. Previously in November 2014, we recorded 1 ± 2 seedlings/m² as a result of regeneration of the preceding year (2013) ranging between 0 and 16 seedlings/m².

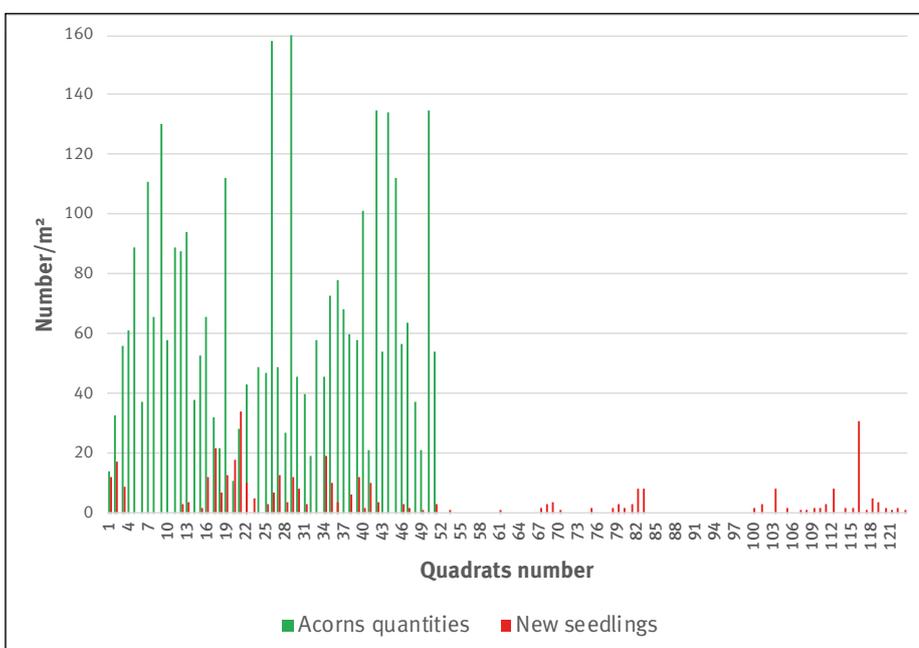
Acorn mass modelling

A linear model, without constant, and with two variables (C0.30 and C1.30) was selected; it is written in the form:

$$Wacorns = (-0.235 \times C0.30) + (36.202 \times C1.30) \quad (1)$$

Wacorns: mass of acorns (in kg), C0.30: circumference at 0.30 m height (in m), C1.30: circumference at 1.30 m height (in m).

This adjusted linear model explained 85% ($R^2 = 0.853$, adjusted $R^2 = 0.847$) of the variation in acorn mass values with a standard error (or RMSE) of 0.9784 kg. The latter actually represents the standard error of the predicted value; it gives the extent of the confidence interval (CI) at the significance level of 5% of the predicted value ($CI \sim 2 \times RMSE$). The step-by-step regression technique used excluded most of the measured parameters and included the circumferences at 0.30 m and 1.30 m. These parameters are easy to measure for the forester, which simplifies the use of this model and consolidates its choice. The parameters of the adjusted model are found in table III. In addition, the model's predicted acorn mass values were in agreement with those measured (figure 3). Thus, the proposed linear model seems to correctly adjust the data for the mass of acorns produced per tree.

**Figure 2.**

Number of acorns collected in February and number of new seedlings recorded in April in the same quadrats.

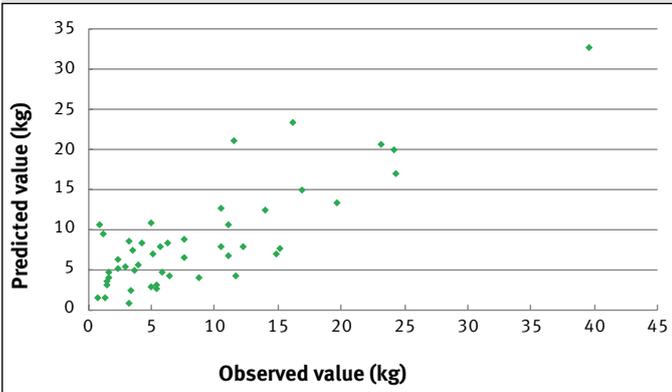


Figure 3. Distribution of values predicted by the model as a function of measured values.

Table III. Parameters of the linear model adjusted to the weight of the acorns: Estimated value, Standard error (ES), value of the t statistic, approximate value of $Pr > |t|$.

Parameter	Estimated value	ES	Value of t	Approximate value $Pr > t $
C1.30	36.202	7.964	4.523	0.000
C0.30	-0.235	0.073	-3.233	0.002

Quality of acorns

As illustrated in table IV, statistical analysis showed that the percentages of rotten and insect-infested (I-I) acorns were significantly different at the three collection dates and increased progressively during the season. As well, the percentage of germinated acorns varied significantly over time although it increased from 7% to 78.67% and then decreased to 40.11%. In contrast, the percentages of no sound acorns (very dry and embryo-free) did not differ significantly during the study period and were less than 7% even at the end of the season. The cutting test of insect-infested acorns showed that, overall, the insect damage frequently affects the cotyledons (table V). Regarding the degree of infestation, expressed by the number of holes on the acorns, the results for the beginning of the season revealed a non-significant difference between the percent of seeds having 1 and

2 holes ($P = 0.356$). However, after 13 weeks, 86.83% of the acorns presented one hole. Moreover, the big hole appeared more often (74%) on the acorns (table V). Based on previous studies in North Africa, the big and small holes are exit holes of the weevil *Curculio* sp. (= *Balaninus* sp.) (Coleoptera, Curculionidae) and the moths: *Cydia fagiglandana* and/or *C. splendana* (Lepidoptera, Tortricidae), respectively (El-Hassani *et al.*, 1994; Bouchaour-Djabeur *et al.*, 2011; Adjami *et al.*, 2013).

Economic valuation of acorns

Besides the economic value of acorns consumption as a part of grazing, at least 20% of the total production is picked by self-employment families to be stocked for livestock as supplementary feed and to be sold for other zones. As result, 1.06 ± 0.92 t/ha is estimated to be available for the market. Considering the farm gate price at 0.042 €/kg (equivalent to 0.100 TND in 2016), the value of acorns is estimated at 44.35 ± 38.72 €/ha.

Discussion

The global objective was to discuss the conflict between natural regeneration as an ecological issue and the acorn loss, especially, acorns' current traditional use as a local animal feed resource for small-scale livestock producers, on one hand, and the possibility of promoting the agroforestry system in the southern Mediterranean cork oak forests on the other.

Acorn production was highly variable, with a mean production estimated at 8.85 kg acorns/ tree (0.72–39.6 kg) scaling up to an estimated 5,280 (630–21,400 kg) acorns/ha. This variability was as well recorded in Tunisian and Spanish sites, with a productivity ranging, respectively, from 1,303–4,089 kg acorns/ha (Boussaidi and Rebai, 2017) and from 0.5–135 kg/tree (Koenig *et al.*, 2013). Several studies have also indicated that acorn production is erratic and has shown that the age of the tree or its vigour, the density of the stand and climatic events such as late spring frosts or heavy

Table IV. Percentage of acorns by state for the 3 collection dates (mean \pm standard error of the mean. Anova (D1, D2, D3): Anova between the values for the three dates and Anova* (D1, D3): Anova for the two dates. The difference between the percentages, analysed by ANOVA, is indicated by S when it is significant (Ns: not significant) at the significance level 0.05. The probability P is given in parentheses. D1: November 2014, D2: January 2015, D3: February 2015. I-I: insect-infested acorns, R: rotten acorns, No S: no sound acorns, G: germinated acorns.

Acorn collection date	Acorn classes			
	I-I (%)	R (%)	No S (%)	G (%)
D1	4,6 \pm 2,06	0,2 \pm 0,09	0,2 \pm 0,09	7 \pm 3,13
D2	6,67 \pm 2,1	4 \pm 1,26	0,33 \pm 0,1	78,67 \pm 24,88
D3	40,81 \pm 5,66	21,02 \pm 2,91	6,3 \pm 0,87	40,11 \pm 5,56
Anova (D1, D2, D3)	S (0 < 0.05)	S (0,001 < 0.05)	Ns (0,056 > 0.05)	S (0 < 0.05)
Anova*(D1, D3)	S (0 < 0.05)	S (0,014 < 0.05)	Ns (0,140 > 0.05)	S (0.001 < 0.05)

rainfall which interfere with pollination or flowering as well as soil and orographic conditions are factors that can affect the production of acorns (Rose *et al.*, 2012; Boussaidi and Rebai, 2017). Our results highlight particularly the positive significance of tree circumference and crown radius and the negative influence of stand density and elevation of the site on acorn production and emphasize only on the significant individual level (tree) of its variability. Thereby this could be helpful in sampling trees for acorn collection and in reaching a management pattern decision. Actually, the present study provides a useful model as a tool to predict tree acorn production. It enables to estimate this resource upstream and even to improve it by playing on the best silvicultural practices giving the optimal circumference or even the ideal crown.

The results showed a wide predation and post-dispersal of acorns (88%) between November and February. This great loss of cork oak acorns stock is due to multiple predators such as wild boars, deer, rodents, birds, insects as well as man and his animals which are very active and act both

Table V.

Percentages of acorns ranked by location of infestation, number and size of holes. Anova (date): Anova for the two dates. Anova*: Anova for the state of the acorns in the same date. The probability P is given in parentheses. Ns: not significant at the level 0.05, S: significant at the level 0.05. D1: November 2014, D3: February 2015, E: embryo, C: cotyledons E+C: embryo + cotyledon.

Location	E	D1	D3	Anova (date)	Anova*
		2.5 ± 1.25	0	Ns (0.437)	S (0) ^{D1} S (0) ^{D3}
Hole number	C	72.5 ± 36.25	78.57 ± 45.3	Ns (0.416)	
	E+C	25 ± 12.5	21.43 ± 12.37	Ns (0.518)	
	One	40 ± 20	86.83 ± 27.46	S (0)	Ns (0.356) ^{D1} S (0) ^{D3}
Hole size	Two	50 ± 25	10.61 ± 3.35	S (0)	
	Three	10 ± 5	2.56 ± 0.81	S (0.022)	
	Small	36.67 ± 21.1	21.83 ± 6.9	S (0.009)	S (0) ^{D1}
	Big	63.33 ± 36.5	78.16 ± 24.7	S (0.009)	S (0) ^{D3}

in terms of seeds and young seedlings (Nsibi, 2006). Livestock of local population consume large quantities of acorns and have a special preference for mature acorns (Hasnaoui, 1992). However, our study proved that this shortage does not put the early stages of cork oak natural regeneration at risk. In fact, the average number of new seedlings coming from the acorns of the year was estimated in April at 40,000

seedlings/ha and could reach 340,000 seedlings/ha. Seedling appeared also in sampled quadrats with no previous acorns which indicate a short-distance dispersal done, especially, by birds. The main dispersal agent of most European oaks, including cork oak, is the European jay (*Garrulus glandarius*), which is a forest bird occurring not only in Europe but also in North Africa and Asia (Pons and Pausas, 2007ab, 2008). It is worth noting that both squirrels and mice also move and sometimes disperse acorns, though over shorter distances than jays (Pons and Pausas, 2007abc). In autumn, jays harvest healthy acorns from the tree crowns. They bury these acorns for later consumption, preferen-



Photo 3.
Range of cork oak seedlings in Tunisian cork oak forest.
Photo B. Stiti.

tially in open stands. As a result, cork oak dispersal ranges from a few meters to a few kilometres (Pons and Pausas, 2007a). A few months later, during the breeding season, jays collect the acorns they have stored in advance. By that time (April and thereafter), most of the acorns have already germinated, but the resulting seedlings do not necessarily die when the acorn, which is still attached to the seedling, is removed by the jay (Sonesson, 1994). Acorns are also predated by insects, and it is very common to find small exit holes made by larvae of the acorn moth (*Cydia* spp., Lepidoptera) or larger holes made by the acorn weevil (*Curculio* spp., Coleoptera) with a highly variable infestation proportion (Pausas *et al.*, 2009). During the study period (November to February), the proportion of acorns predated by these insects varied significantly between 4.6 and 40.81%. Despite these damage rates, acorns maintain their germination ability and could develop into new seedlings and produce regeneration if adequate conditions are sustained. In line with this assumption, the mean number of seedlings resulting from the previous year's emergence was estimated at 160,000 seedlings/ha. Considering these results, we presume that these seedlings are sufficient to lead natural regeneration. Several studies corroborate the fact that damaged acorns of *Q. suber* germinate and produce viable seedlings (Branco *et al.* 2002; Pausas *et al.*, 2009; Bouchaour-Djabeur *et al.*, 2011; Adjami *et al.*, 2013; Jdaidi *et al.*, 2018) since damage mainly affect the cotyledons and the embryos remain intact. These results corroborate those found for *Q. suber* (Branco *et al.*, 2002) and for *Q. variabilis* (Guo *et al.*, 2009) but are different from those found for the species *Q. alba* and *Q. rubra* which show a remarkable decrease in germination even for a slight loss of endosperm (Weckerly *et al.*, 1989). Although these attacks would not have a direct influence on germination but they could decrease the nutritive reserves and may show reduced vigour and a lower probability of surviving drought stress (Pausas *et al.*, 2009) and could, thus, reach the resulting pastoral and nutritive value of acorns. Considered as useless, rotten and no sound acorns, were estimated at 0.4% and 27% of the collected seeds, respectively, in November and then in February. However, they contribute to the total fallout of litter which is an important input in the maintaining of soil fertility and tree growth. This contribution was esti-

mated in the study zone between 3.5% and 15.3% (Ben Yahia, 2017). Therefore, by adopting a clear management plan based on agreement between forest services and local population, acorn production has to be estimated during September and October using field investigation and the predicted model (fit in this study), then acorns are recommended to be harvested in November and not after January by both stakeholders in pre-indicated sites. Afterward, acorns sanitary state and their size are among the major considerations when deciding to use them in reforestation or in feeding. Earlier acorns (before January) should be directed for nursery and livestock production while the later should be intended for wildlife and natural regeneration. Sound acorns could be used in the short term for nursery production and animal feeding or stored for later use whereas insect-infested seeds should be used in the short time and medium terms provided that they are stored in cold to maintain their viability.

Conclusion

This study is specifically important in the context of the optimization of the sustainable forest management development under climate warming and food security challenge and in accordance with the recommendations of FAO (Food & Agriculture Organization) in which it is registered to carry out enterprising agroforestry activities and ensure coordination between all the activities that contribute to the formation of landscapes and it is noted that the best way to save a forest is to manage it sustainably, taking advantage of the products and services it provides (FAO, 2012).



Photo 4.
Sapling of cork oak in Kroumirie forest.
Photo B. Stiti.

The objective was to check the profitability of cork oak acorns as local resource and a forest provisioning service. At this level, the economic valuation of acorns showed a relatively high average value per hectare compared to other provisioning services valued in the same area, naming cork with 31 €/ha and grazing (including acorn consumption) with 89 €/ha (Khalfaoui *et al.*, 2020). Historically, acorns have been always considered as secondary products for cork oak forests, while management strategies were oriented toward the optimization of cork production. The results of this study estimated an average of 44 €/ha for acorn economic value and this is besides their value in grazing which should enhance decision-makers interest in this production. Moreover, this study proved that there is no impact of loss in acorn quality and quantity on the early stages of regeneration and on their possible extensive use in animal feed. An adequate management strategy based on a wise sharing of acorn stock involving both forest administration and local households can be a considerable step toward socio-economic development, leading to an optimum exploitation of the resource in terms of regeneration, soil fertility, and livestock feeding; in addition to an increase of local households' income. As acorn production is correlated to stand density and to climatic traits, pruning could be recommended in dense stands in response to climate change. A research dealing with the relation between cork oak phenology and site characteristics is ongoing. Furthermore, more research is required to improve the sustainable management strategy and the adaptive patterns, using part of the seed production from all three periods and all stands in order to keep and investigate a wider range of genetic variation that probably affect the future generation structure and the quality of oak populations.

References

- Adjami Y., Daas H., Ghanem R., Ouakid M. L., Pujade-Villar J., 2013. Effets des attaques d'insectes sur les glands de chêne-liège : Impact sur le pouvoir germinatif. *Geo-Eco-Trop.*, 37 (2) : 201-210. http://www.geoecotrop.be/uploads/publications/pub_372_04.pdf
- Arosa M. L., Ceiab R. S., Costaa S. R., Freitas H., 2015. Factors affecting cork oak (*Quercus suber*) regeneration: acorn sowing success and seedling survival under field conditions. *Plant Ecology & Diversity*, 8: 519-528. <https://doi.org/10.1080/17550874.2015.1051154>
- Ben Yahia K., 2017. Fonctionnement d'un écosystème de Chêne liège (*Quercus suber* L.) de la Kroumirie (Tunisie du Nord-Ouest) : Suivi phénologique, mécanismes écophysologiques et essai de modélisation du bilan hydrique. Thèse de doctorat, INAT, Université de Carthage, Tunisie, 336 p.
- Bouchaour-Djabeur S., Benabdeli K., Ben Jamâa M. L., Stiti B., 2011. Déprédation des glands de chêne liège par les insectes et possibilités de germination et de croissance des semis. *Geo-Eco-Trop.*, 35 : 69-80. https://geoecotrop.be/uploads/publications/pub_351_07.pdf
- Boudy P., 1950. Économie forestière Nord-Africaine. Tome 2 : Monographie et traitements des essences forestières. Paris, France, Larose, 525 p.
- Boussaidi N., Rebai L., 2017. Impacts of grazing on the degradation and regeneration of the Kroumirie subria (north west of Tunisia). *Journal of New Sciences, Agriculture and Biotechnology*, 44 (4): 2410-2429. <https://www.insciences.org/agri-biotech/64-volume-44/355-impacts-of-grazing-on-the-degradation-and-regeneration-of-the-kroumirie-subria-north-west-of-tunisia.html>
- Branco M., Branco C., Merouani H., Almeida M. H., 2002. Germination success, survival and seedling vigour of *Quercus suber* acorns in relation to insect damage. *Forest Ecology and Management*, 166: 159-164. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00669-7](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00669-7)
- Campos P., Daly-Hassen H., Ovando P., 2007. Cork oak forest management in Spain and Tunisia: two case studies of conflicts between sustainability and private income. *International Forestry Review*, 9 (2): 610-626. <https://doi.org/10.1505/ifer.9.2.610>
- Chebil A., Ovando P., Daly-Hassen H., 2009. Total commercial income from a cork oak forest agroforestry system in the region of Iteimia. In: Zapata S. (ed.). *Cork Oak Woodlands and Cork Industry: Present, Past and Future*. Girona, Spain, Museu del Suro de Palafrugell, 514-535.
- Daly-Hassen H., Campos-Palacín P., Ovando Pol P., 2009. Economic analysis of cork oak woodland natural regeneration in the region of Ain Snoussi, Tunisia. In: Zapata S. (ed.). *Cork Oak Woodlands and Cork Industry: Present, Past and Future*. Girona, Spain, Museu del Suro de Palafrugell, 488-513. https://www.researchgate.net/profile/Hamed-Daly-Hassen/publication/235991779_Economic_analysis_of_cork_oak_woodland_natural_regeneration_in_the_region_of_Ain_Snoussi_Tunisia/links/0a85e52f3e86940f16000000/Economic-analysis-of-cork-oak-woodland-natural-regeneration-in-the-region-of-Ain-Snoussi-Tunisia.pdf
- El Hassani A., Graf P., Hamdaoui M., Harrachi, K., Messaoudi J., Mzibri M., *et al.*, 1994. Ravageurs et maladies des forêts au Maroc. Guide pratique pour la protection phytosanitaire des forêts. Rabat, Maroc, Éditions DPVCTRF, 203 p.
- FAO, 2012. State of the world's forests. Rome, Italy, FAO, 60 p. <http://www.fao.org/3/i3010e/i3010e.pdf>
- García-Gómez E., Pérez-Badía R., Pereira J., Puri R. K., 2017. The consumption of acorns (from *Quercus* spp.) in the central west of the Iberian Peninsula in the 20th Century. *Economic Botany*, 71: 256-268. <https://doi.org/10.1007/s12231-017-9391-1>
- GDF (General Directorate of Forests), 2012. Economic valuation of goods and services of Tunisian forests. General Directorate of Forests, Directorate of socio-economic development and forest people (Tunisia), FAO, 16 p. <http://www.fao.org/forestry/37717-027afd17427d6880153ddee4448eb2a12.pdf>
- Guo C. R., Lu J. Q., Yang D. Z., Zhao L. P., 2009. Impacts of burial and insect infection on germination and seedling growth of acorns of *Quercus variabilis*. *Forest Ecology and Management*, 258: 1497-1502. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.05.044>
- Hanley N., 2008. Valuing Mediterranean forests: Towards total economic value. *Mountain Research and Development*, 28 (3): 339-340. <https://doi.org/10.1659/mrd.mm043>
- Hasnaoui B., 1992. Chênaies du Nord de la Tunisie : Écologie et régénération. Thèse de doctorat, Université de Provence, Aix-Marseille 1, France, 186 p. <http://www.theses.fr/1992AIX11048>
- Jdaïdi N., Chaabane A., Toumi L., Hasnaoui B., 2018. Influence of the sanitary state of acorns on the regeneration of *Quercus suber* in Tunisia. *Revue d'Écologie (Terre et Vie)*, 73 (1): 71-79. <https://core.ac.uk/reader/199286210>
- Kayouli C., Buldgen A., 2001. Élevage durable dans les petites exploitations du Nord-Ouest de la Tunisie. Faculté des sciences agronomiques, Université de Gembloux, Belgique, 198 p.
- Keddam R., Boudroua K., El-Affifi M., Selselet-Attou G., 2010. Growth performances, carcasses parameters and meat fatty

acid composition of lamb fed green oak acorns (*Quercus ilex*) based diet. African Journal of Biotechnology, 9 (29): 4631-4637. <https://www.ajol.info/index.php/ajb/article/view/82736>

Khalifaoui M., Daly-Hassen H., 2017. Le conflit de la gestion forestière entre la soutenabilité des ressources naturelles et la subsistance de la population locale : Étude de cas de l'iteimia-Tunisie. In : Actes du colloque « Approches territorialisées des usages de la forêt », 12 janvier 2017, Paris, France. Réseau des sciences humaines, économiques et sociales du GIP ECOFOR, 16 p. http://docs.gip-ecofor.org/public/SeminaireApprochesTerritorialisees/SEHS_1201_Khalifaoui.pptx

Khalifaoui M., Daly-Hassen H., Stiti B., Jebari S., 2020. Toward Decision-Making Support: Valuation and Mapping of New Management Scenarios for Tunisian Cork Oak Forests. Forests, 11 (2): 197. <https://doi.org/10.3390/f11020197>

Koenig W. D., Díaz M., Pulido F., Alejano R., Beamonte E., Knops J. M. H., 2013. Acorn Production Patterns. In: Campos P., Huntsinger L., Oviedo J. L., Starrs P. F., Díaz M., Standiford R. B., Montero G. (eds). Mediterranean Oak Woodland Working Landscapes: Dehesas of Spain and Ranchlands of California. New York, USA, Springer, 181-209. <https://www.springer.com/gp/book/9789400767065>

Marion T., 1955. Les repeuplements artificiels en chêne-liège dans la forêt de la Maâmora, Annales de la Recherche Forestière du Maroc, 3 : 39-180.

Moujahed N., Ben Mostfa Ch., Kayouli C., 2005. Effect of maturity stage on chemical composition, in sacco degradation and in vitro fermentation of acorn (*Quercus coccifera* L.). In: Proceedings of the First Joint Seminar of the FAO-CIHEAM Sheep and Goat Nutrition and Mountain and Mediterranean Pasture Sub-Networks, Granada (Spain), 2-4 October 2003. Options Méditerranéennes, Série A, n° 67.

NIST (National Institute of Statistics of Tunisia), 2014. Recensement général de la population et de l'habitat 2014. Caractéristiques démographiques et fécondité. Institut national de la statistique, 87 p. <http://www.ins.tn/publication/recensement-general-de-la-population-et-de-lhabitat-2014-volume-3>

Nsibi R., Souayah N., Khouja L. M., Bouzid S., 2006. La régénération naturelle par semis de la suberaie de Tabarka - Aïn Draham face aux facteurs écologiques et anthropiques. Geo-Eco-Trop, 30 (1): 35-48. https://geoecotrop.be/uploads/publications/pub_301_04.pdf

Palahí M., 2004. New tools and methods for Mediterranean forest management and planning. Tempus IMG. Forest Science and Technology Centre of Catalonia. <https://www.ctfc.cat/fr/>

Pausas J. G., Marañón T., Caldeira M., Pons J., 2009. Natural Regeneration. In: Aronson J., Pereira J. S., Pausas J. G. (eds). Cork Oak Woodlands on the Edge. Ecology, Adaptive Management, and Restoration. Washington, DC, USA, Island Press, 115-125.

Pons J., Pausas J. G., 2007a. Acorn dispersal estimated by radio-tracking. Oecologia, 153: 903-911. <https://doi.org/10.1007/s00442-007-0788-x>

Pons J., Pausas J. G., 2007b. Not only size matters: Acorn selection by the European jay (*Garrulus glandarius*). Acta Oecologica, 31: 353-360. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2007.01.004>

Pons J., Pausas J. G., 2007c. Rodent acorn selection in a Mediterranean oak landscape. Ecological Research, 22: 535-541. <https://doi.org/10.1007/s11284-006-0053-5>

Pons J., Pausas J. G., 2008. Modelling jay (*Garrulus glandarius*) abundance and distribution for oak regeneration assessment in Mediterranean landscapes. Forest Ecology and Management, 256: 578-584. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.05.003>

Rose A. K., Greenberg C. H., Fearer T. M., 2012. Acorn production prediction models for five common oak species of the eastern United States. The Journal of Wildlife Management, 76 (4): 750-758. <https://doi.org/10.1002/jwmg.291>

Sghaier T., Garchi S., Azizi T., 2020. Modélisation de la croissance et la production du liège en Tunisie. Bois et Forêts des Tropiques, 346 (4) : 3-20. <https://doi.org/10.19182/bft2020.346.a31805>

Sonesson L. K., 1994. Growth and survival after cotyledon removal in *Quercus robur* seedlings, grown in different natural soil types. Oikos, 69: 65-70. <https://doi.org/10.2307/3545284>

Stiti B., Piazzetta R., Khaldi A., 2014. Régénération de la suberaie tunisienne : état des lieux, contraintes et avancées techniques. Forêt Méditerranéenne, 35 (2) : 151-160. <http://www.foret-mediterraneenne.org/fr/catalogue/id-1797-regeneration-de-la-suberaie-tunisienne-etat-des-lieux-contraintes-et-avancees-techniques>

Stiti B., Khaldi A., Hanchi B., 2016. Carbon stocks distribution in shrub species of a North African cork oak forest. African Journal of Ecology, 55: 693-696. <https://doi.org/10.1111/aje.12373>

Stiti B., 2017. Analyse du potentiel de croissance et de production dans une forêt de chêne-liège en Kroumirie. PhD Thesis, Université de Tunis El Manar, Tunisie, 267 p. https://www.researchgate.net/publication/317185245_Analyse_du_potentiel_de_croissance_et_de_production_dans_une_foret_de_chene-liege_en_KroumirieTunisie_Analysis_of_growth_potential_and_production_in_a_cork_oak_forest_in_Kroumirie_Tunisia

Suszka B., Muller C., Bonnet-Masimbert M., 1994. Graines des feuillus forestiers. De la récolte au semis. INRA, Technology & Engineering, 332 p.

Vinha A. F., Barreira J. C., Costa A. S., Oliveira M. B. P., 2016. A new age for *Quercus* spp. fruits: Review on nutritional and phytochemical composition and related biological activities of acorns. Comprehensive Reviews in Food Science and Food Safety, 15 (6): 947-981. <https://doi.org/10.1111/1541-4337.12220>

Weckerly F. W., Sugg D. W., Semlitsch R. D. 1989. Germination success of acorns (*Quercus*): insect predation and tannins. Canadian Journal of Forest Research, 19 (6): 811-815. <https://doi.org/10.1139/x89-124>

Zarroug Y., Boulares M., Mejri J., Slimi B., Hamdaoui G., Djebi S., et al., 2020. Extraction and Characterization of Tunisian *Quercus ilex* Starch and Its Effect on Fermented Dairy Product Quality. International Journal of Analytical Chemistry, Article ID 8868673: 1-9. <https://doi.org/10.1155/2020/8868673>

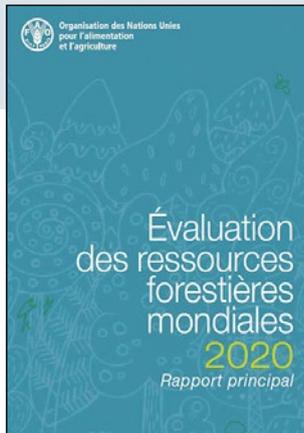
Stiti et al. – Author's contributions

Rôle du contributeur	Noms des auteurs
Conceptualization	B. Stiti, A. Khaldi
Formal Analysis	S. Bahri
Investigation	B. Stiti, M. Khalifaoui
Methodology	B. Stiti, M. Khalifaoui
Validation	B. Stiti
Writing – Original Draft Preparation	B. Stiti
Writing – Review & Editing	B. Stiti, M. Khalifaoui, A. Khaldi

Bois et Forêts des Tropiques - Revue scientifique du Cirad -
© Bois et Forêts des Tropiques © Cirad



Cirad - Campus international de Baillarguet, 34398 Montpellier Cedex 5, France - Contact : bft@cirad.fr - ISSN : L-0006-579X



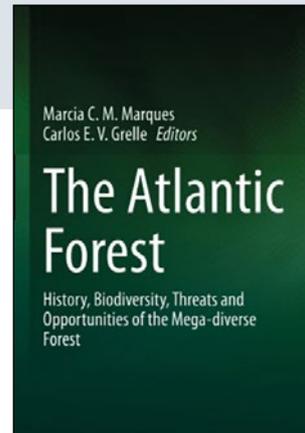
FAO, 2021. **ÉVALUATION DES RESSOURCES FORESTIÈRES MONDIALES 2020**. ITALIE, FAO, 184 P.

La FAO a achevé sa première évaluation des ressources forestières mondiales en 1948. À cette époque, son principal objectif était de recueillir des informations sur l'offre de bois disponible pour satisfaire la

demande de reconstruction d'après-guerre. Depuis lors, l'Évaluation des ressources forestières mondiales (FRA) est devenue une évaluation complète des ressources forestières et de leur état, de leur gestion et de leurs utilisations, couvrant tous les éléments thématiques de la gestion durable des forêts. Cette dernière, la dernière de ces évaluations, examine l'état et les tendances des ressources forestières au cours de la période 1990-2020, en s'appuyant sur les efforts de centaines d'experts dans le monde. La production de FRA 2020 impliquait également une collaboration entre de nombreuses organisations partenaires, réduisant ainsi le fardeau des rapports pour les pays, augmentant les synergies entre les processus de rapport et améliorant la cohérence des données. Les résultats de FRA 2020 sont disponibles dans plusieurs formats, y compris ce rapport et une base de données en ligne contenant les contributions originales des pays et territoires ainsi que des études documentaires et des analyses régionales et mondiales préparées par la FAO. Nous vous invitons à utiliser ces matériaux pour soutenir notre cheminement commun vers un avenir plus durable avec les forêts.

Résumé adapté de celui de l'éditeur.

FAO, Viale delle Terme di Caracalla,
00153 Rome, Italy.
<https://doi.org/10.4060/ca9825fr>

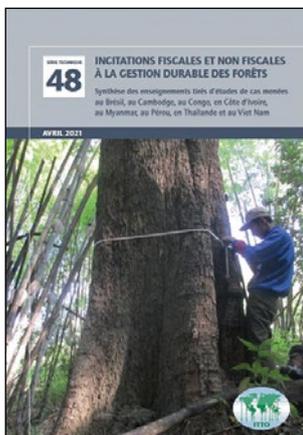


MARQUES M. C. M.,
GRELLE C. E. V., 2021. **THE ATLANTIC FOREST - HISTORY, BIODIVERSITY, THREATS AND OPPORTUNITIES OF THE MEGA-DIVERSE FOREST**. SWITZERLAND, SPRINGER, 517 P.

The Atlantic Forest is one of the 36 hotspots for biodiversity conservation worldwide. It is a unique, large biome (more than 3,000 km in latitude; 2,500 in longitude), marked by high biodiversity, high degree of endemic species and, at the same time, extremely threatened. Approximately 70% of the Brazilian population lives in the area of this biome, which makes the conflict between biodiversity conservation and the sustainability of the human population a relevant issue. This book aims to cover: 1) the historical characterization and geographic variation of the biome; 2) the distribution of the diversity of some relevant taxa; 3) the main threats to biodiversity, and 4) possible opportunities to ensure the biodiversity conservation, and the economic and social sustainability. Also, it is hoped that this book can be useful for those involved in the development of public policies aimed at the conservation of this important global biome.

Adapted from the publisher's summary.

Springer-Verlag GmbH, Tiergartenstrasse 17, in D-69121
Heidelberg, Germany.
www.springer.com
<https://doi.org/10.1007/978-3-030-55322-7>



KARSENTY A., 2021. **INCITATIONS FISCALES ET NON FISCALES À LA GESTION DURABLE DES FORÊTS**. JAPON, ORGANISATION INTERNATIONALE DES BOIS TROPICAUX, 35 P.

Le rapport livre une vue analytique des potentielles incitations à la gestion durable des forêts tropicales ainsi que des possibles aspects dissuasifs en la matière. L'objectif est d'aider les pays producteurs membres de l'OIBT à élaborer des incitations aussi effectives que fructueuses au développement durable de leurs forêts. Le rapport formule 22 recommandations à l'adresse des pouvoirs publics et des parties prenantes. Il préconise par exemple que les gouvernements assujettissent les incitations fiscales à une certification indépendante par un tiers. L'une des approches explorées est celle d'un mécanisme de « bonus-malus » suivant lequel un taux de taxe plus faible appliqué aux opérations certifiées (le « bonus ») est financé, pour le moins en partie, par un taux plus élevé sur les produits non certifiés (le « malus »). Le rapport examine par ailleurs les incitations d'ordre non fiscal. En vue de soutenir la foresterie privée de petite échelle, il recommande par exemple de prioriser la reconnaissance des droits de propriété des communautés et des familles rurales. Cela encouragerait les ruraux à planter, conserver et à en prendre soin de leurs arbres, et aussi à accroître les opportunités de développer des petites entreprises dans le respect de la légalité

Résumé adapté de celui de l'éditeur.

OIBT-ITTO, International Organizations Center, 5th Floor, Pacifico-Yokohama, 1-1-1, Minato-Mirai, Nishi-ku, Yokohama, 220-0012, Japon.
www.itto.int

Martin ALFONSO MENDOZA B.¹
Angélica NAVARRO-MARTÍNEZ²
Carl W. MIZE³
Gerson Daniel ALDUCIN CHÁVEZ⁴
Patricia NEGREROS-CASTILLO⁵

Minimalist trends in Mexican tropical forest management: motives and experiences

¹ Colegio de Postgraduados
Km 36.5 Carretera México-Texcoco
56230 Estado de México
México

² Observación y Estudio de la Tierra,
la Atmosfera y el Océano
El Colegio de la Frontera Sur
Av. Centenario Km 5.5,
Pacto Obrero Campesino
CP 77014, Chetumal
Quintana Roo
México

³ Iowa State University (retired)
Department of Natural Resource Ecology
and Management
Ames, IA 50011
United States of America

⁴ Instituto de Ecología A.C.
Carretera antigua a Coatepec 351
El Haya, AP 63
CP 91070, Xalapa Veracruz
México

⁵ Academia Nacional de Ciencias
Forestales
Calle Beta 109, Col. Romero de Terreros
Delegación Coyoacán
CP 04310, México
México

Auteur correspondant /
Corresponding author:
Angélica NAVARRO-MARTÍNEZ –
manava@ecosur.mx



Photo 1.
Riparian zone, example of forest conditions that justifies a specific treatment regime, as the other examples (photos 2).
Photo G. Galicia.

Doi : 10.19182/bft2021.348.a31913 – Droit d’auteur © 2021, Bois et Forêts des Tropiques – © Cirad – Date de soumission : 19 septembre 2020 ; date d’acceptation : 12 février 2021 ; date de publication : 18 juin 2021.



Licence Creative Commons :
Attribution - 4.0 International.
Attribution-4.0 International (CC BY 4.0)

Citer l’article / To cite the article

Mendoza M. A. B., Navarro-Martínez A., Mize C. W., Alducin Chávez G. D., Negreros-Castillo P., 2021. Minimalist trends in Mexican tropical forest management: motives and experiences. Bois et Forêts des Tropiques, 348 : 29-36. Doi : <https://doi.org/10.19182/bft2021.348.a31913>

RÉSUMÉ

Tendances minimalistes dans la gestion des forêts tropicales au Mexique : motivations et expériences

Les zones forestières tropicales de par le monde sont confrontées aux mêmes problèmes, tels que la dégradation et une régénération insuffisante suite à l'exploitation. La culture itinérante sur brûlis, mode de gestion traditionnel des Mayas, est aujourd'hui reconnue comme un moyen efficace de régénération des peuplements multi-espèces en zone forestière tropicale. La pratique des cultures sur brûlis au Mexique a donné lieu à une réglementation par zonage, si bien que la valeur du foncier est devenue un moyen commode pour évaluer différents plans d'exploitation forestière. En utilisant la valeur attendue du foncier comme indicateur de performance, le gestionnaire porte davantage son attention sur les arbitrages financiers entre la liquidation ou la rétention de la biomasse sur pied que sur la gestion d'un peuplement mixte. Le stock résiduel sur l'ensemble de la forêt étant très important, la valeur du foncier prime sur les revenus des ventes de bois. Plusieurs méthodes de gestion forestière allant dans ce sens sont apparues dans les régions tropicales du Mexique depuis une trentaine d'années, et représentent un mode de gestion patrimonial (GP). Le présent article décrit l'innovation générée peu à peu par ces modes de gestion, ainsi que des exemples de pratique en mode GP. Aujourd'hui, ces méthodes sont appliquées à la gestion de 155 814 ha au total dans différentes régions du Mexique. Leurs performances seront visibles à terme ; en attendant, l'adoption du mode GP par les propriétaires privés et les instances de réglementation est perçue comme un avis positif et indépendant sur la conception du mode GP. L'expérience mexicaine suggère des voies pour la gestion raisonnée de tous les types de forêts. Les éléments qui méritent réplique comprennent, par exemple, la prise en compte des formes de perturbation comme facteurs de décision, ainsi que l'adoption de régimes sylvicoles spécifiques pour les routes, zones boisées, forêts denses, sommets de colline, marécages, zones ripicoles, clairières et lisières.

Mots-clés : réglementation par zonage, valeur attendue du foncier, forêts mixtes, propriété forestière privée, culture sur brûlis, remplacement des peuplements, Mexique.

ABSTRACT

Minimalist trends in Mexican tropical forest management: motives and experiences

Tropical timber regions across the world share common problems such as degradation and poor regeneration after timber harvesting. Traditional Mayan land management through slash and burn is now recognized as an effective way of renewing forest stands in multispecies tropical forests. The practice of slash and burn for forest management in Mexico has led to area regulation, which has made land value a convenient means of assessing alternative forest plans. The use of expected land value as a performance indicator shifts the manager's attention from managing a species mix to balancing financial tradeoffs between liquidation or retention of the standing biomass. Since the forest-wide residual stock is so large, land value overrides the importance of revenue from timber sales. Several forest management methods along these lines have appeared in tropical regions of Mexico over a thirty-year time span and represent a Patrimonial System of forest management (PS). The gradual innovation generated by PS is described here, as well as examples of PS practices. PS methods today provide stewardship for a total of 155,814 ha in different parts of Mexico. PS performance will become evident in the long run; in the meantime, the embrace of PS by private landowners and regulatory institutions is equated with a positive, independent opinion about PS design. The Mexican experience suggests pathways for rational management of all types of forests. PS features that are worth replicating are, for instance, the inclusion of disturbance patterns as factors in decision making, as well as the use of specific silvicultural regimes for roads, woodlands, closed forests, hilltops, swamps, riparian zones, clearings and forest edges.

Keywords: area regulation, land value expectation, mixed forests, private timber forests, slash and burn, stand replacement, Mexico.

RESUMEN

Tendencias minimalistas en la gestión de los bosques tropicales mexicanos: motivaciones y experiencias

Las regiones tropicales madereras de todo el mundo comparten problemas comunes, como la degradación y la escasa regeneración tras el aprovechamiento maderero. La gestión tradicional maya de la tierra mediante roza, tumba y quema (RTQ) se reconoce ahora como una forma eficaz de renovar las masas forestales en los bosques tropicales multispecies. La práctica de RTQ para la gestión forestal en México ha obligado a la regulación de la corta por superficie, lo que ha hecho que el valor de la tierra sea una herramienta conveniente para evaluar planes forestales alternativos. El uso del valor actual de la tierra como indicador de rendimiento desplaza la atención del gestor de la gestión de una mezcla de especies hacia balancear las conveniencias financieras entre la liquidación o la retención de la biomasa en pie. Dado que las existencias residuales del bosque son tan grandes, el valor de la tierra prevalece sobre los ingresos procedentes de la venta de madera. En las regiones tropicales de México han aparecido varios métodos de explotación forestal en este sentido. Ellos constituyen el sistema de ordenación forestal patrimonial (SP). Aquí se describe la innovación gradual generada por el SP, así como ejemplos de prácticas de SP. Hoy en día se aplican los métodos del SP para administrar un total de 155 814 hectáreas en diferentes zonas de México. El rendimiento de los SP será evidente a largo plazo; mientras tanto, la actual aceptación del SP por parte de los propietarios privados y las instituciones reguladoras se puede considerar que es una opinión independiente sobre el diseño del SP. Esta experiencia mexicana sugiere vías para la gestión racional para todo tipo de bosques. Las características del SP que merecen ser reproducidas son, por ejemplo: la inclusión de los patrones de perturbación como factores en la toma de decisiones, así como el uso de regímenes silvícolas específicos para caminos, arboledas, bosques cerrados, cumbres, humadales, riveras, claros y bosques de orilla.

Palabras clave: regulación por superficie, valor actual de la tierra, bosques mixtos, bosques madereros privados, roza, tumba y quema (RTQ), reemplazo del rodal, México.

Introduction

Systematic, planned forest harvesting in Mexican tropical timberlands started in 1954 (Diario Oficial de la Federación, 1954). The guiding vision was that large trees are senile and declining in vigor. Selective harvest of the larger trees proceeded at a slow pace with the expectation that younger, residual trees would eventually accrue new biomass exceeding the amount removed. These ideas about partial cutting and minimum cutting diameter have become unfeasible worldwide (Clément, 1997; Blaser *et al.*, 2006; Sist *et al.*, 2015).

The Patrimonial System of forest management (PS) offers an alternative to Mexican and international selective management by shifting to land stewardship goals on privately-owned tropical forests (Mendoza *et al.*, 2021; Mendoza *et al.*, 2021, in press). This new system comprises all the usual features of a temperate forest plan: silviculture, protection, harvest regulation, forest inventory, roads, and logging. Fundamental ideas in PS were gradually assembled, starting with Plan Costa (Mendoza *et al.*, 2015) in 1980. Manejo de Paisajes (Landscape Management Method) started in 2002, and now it is near completion of the second cutting cycle (Mendoza *et al.* 2005). Método Silvícola Peninsular (Negreros-Castillo *et al.*, 2018) is the newest component, the initial forest plans under MSP were in place by 2020. Today (2020) over 155,000 hectares are managed under the stewardship of PS concepts (table I). PS name is more than a common tag for several forest management methods that support the value of land as an indicator of performance and success. The Patrimonial System elicits the idea of patrimony as something of value that deserves responsible stewardship

with, among other things, the intention to inherit. For most practical purposes, patrimony in this paper is akin to capitalization and equity.

The central argument in the classical Martin Faustmann's valuation formula means that the merits of a forest plan are better defined by the effects that such a policy has on land expectation value (Faustmann, 1849). The aim in this paper is to showcase PS as a new vision of timber management that revisits the old idea that timber management rests upon real estate management concepts. A rational decision-maker will consider assessing these effects in the context of other important decision criteria. This paper shows one possible way to design forest management upon the idea of harvest scheduling through area regulation of slash and burn silviculture. Complex tropical forests can be responsibly managed with simple rules for silviculture and harvest regulation.

Table I.
Ownerships that use patrimonial system management methods in 2020.

Tenure	Name	Location	Method	Status	Area Ha
Ejido	Kancabchen	Quintana Roo	Silvícola peninsular	Approved	13,310
Ejido	El Naranjal	Quintana Roo	Silvícola peninsular	Approved	8,292
Ejido	Candelaria II	Quintana Roo	Silvícola peninsular	Approved	5,407
Ejido	Lázaro Cárdenas	Quintana Roo	Silvícola peninsular	Approved	6,472
Ejido	La Esperanza	Quintana Roo	Silvícola peninsular	Submitted	8,206
Ejido	Los Lagartos	Quintana Roo	Silvícola peninsular	Submitted	5,323
Ejido	Dos Aguadas	Quintana Roo	Silvícola peninsular	Approved	5,593
Ejido	Almirante Othón P. Blanco	Quintana Roo	Silvícola peninsular	Approved	10,868
Ejido	Betania	Quintana Roo	Silvícola peninsular	Submitted	11,036
Ejido	Chan Santa Cruz	Quintana Roo	Silvícola peninsular	Submitted	6,540
Ejido	Tulum	Quintana Roo	Silvícola peninsular	Submitted	22,800
Ejido	San Juan de Dios	Quintana Roo	Silvícola peninsular	Submitted	4,000
Ejido	Profr. Graciano Sánchez	Quintana Roo	Silvícola peninsular	Submitted	4,000
Ejido	Centauro del Norte	Campeche	Plan costa	Approved	225
Ejido	Benito Juárez	Campeche	Plan costa	Approved	120
Ejido	Álvaro Obregón	Campeche	Plan costa	Approved	10,000
Ejido	Plan de San Luis	Campeche	Minimum diameter	Approved	5,000
Ejido	Nuevo Becal	Campeche	Minimum diameter	Approved	10,000
Easement	Nuevo Becal	Campeche	Silvícola peninsular	Submitted	5,500
Private	Llanito y 4 más	Jalisco	Manejo del paisaje	Approved	3,305
Private	Santa Bárbara y 10 más	Jalisco	Manejo del paisaje	Approved	5,650
Private	Bufo	Jalisco	Manejo del paisaje	Approved	656
Private	Atajo	Jalisco	Manejo del paisaje	Approved	3,511
Total					155,814

Methods

This paper is a chronicle of a local innovation experience told from the perspective of the developers. As such, it is an exercise on self-reflection seeking to enclose all the essentials and those issues and concerns of international interest.

Sources of information consulted include publications on PS concepts (Navarro-Martínez *et al.*, 2020). This book describes in detail concepts, methods, and parameters for all methods currently complying with PS. It also provides links to publications and materials related to PS. International issues and concerns addressed in PS are discussed in Negreros-Castillo *et al.* (2018).

PS is a recent creation, publications about its features are expected to reach the public in the near future. Even so, this paper's references already comprise the essential and most important elements of PS, and its position against all other forest management approaches.

Forest plans provided by practicing foresters, where consulted to provided evidence of PS practice. The value of land transactions was provided by Ruben Uu Chi (SESISA forestry consulting firm).

Results

This section starts with background factors that opened a window of opportunity for innovation in tropical forest management. The silvicultural features of slash and burn are then discussed as a response to historic trends. The next topic deals with how slash and burn fits into the simple harvest allocation schemes typical of area regulation. Only a small step is then needed to arrive at performance assessed through increased land expectation value. The paper closes with comments on the level of acceptance and practice of innovations proposed, and possible international relevance.

Local historic context

PS is a theoretical development. As such, it is expected to serve as a framework for forest plans anywhere; even so, PS has been specially tuned to the current Mexican scenario. The main features of Mexican forestry are shaped by the historic fact that all forest land is regulated by agrarian laws (Cámara de Diputados, 2018b). Public timberlands in Mexico are negligible, with some 3.9 % of the country being



Photos 2.

Other examples of forest conditions that justify a specific treatment regime.

a. Forest road. b. Edge vegetation and clearings. c. Forest interior. d. Slash and burn plot.

Photos M. Mendoza (a, b, c), P. Negreros (d).

public (Morett-Sánchez and Cosío-Ruiz, 2017). The mandate in the Mexican constitution (Cámara de Diputados, 2020b) can be interpreted as a need for timberlands to support landowners and other rural households. Also, wildlife law (Cámara de Diputados, 2018a) states that all wild creatures are public property. Similar laws claim public ownership of other natural resources, such as water (Cámara de Diputados, 2020a). These laws shape the legal framework for the practice of silviculture as a private business with a specific set of environmental responsibilities.

The international scenario shows some ten million hectares of tropical forests under planned forest management (Blaser *et al.*, 2006). This is a significant amount of land whose management may benefit from the Mexican experience.

Silviculture

Although PS ecological success rests upon the multiple evidences of slash and burn efficacy (Ribeiro Filho *et al.*, 2013), its design can also be thought of as an application of disturbance ecology as explained by Oliver and Larson (1996). The fundamental treatment in PS is the stand replacement. Stand replacement (Franklin *et al.*, 2002) means near complete overstory removals over 0.5 to 6 hectares, with some degree of partial retention to secure ample ground with direct sunlight. At the same time, all microsites must be shaded part of the day. Legacy of structures retained from the previous stand (snags, litter, downed wood, small groups of live trees) provides a good seedbed to help in the prompt and healthy establishment of regeneration. Slash and burn is a common practice in the tropical forest of the world, and this practice can be considered a silvicultural treatment since the end result is a forest stand with an enriched species composition (Negreros-Castillo *et al.*, 2003; Ebel, 2018).

Any area in the commercial forest is eligible for final cut and stand replacement, as long as the treatment adds to the total target for replacement. The treatment is more than a clearcut, since it requires certain minimal partial shade and legacies (Franklin *et al.*, 2002). Market opportunities and convenience in logging engineering and logistics are the main drivers defining where and when to harvest. It is important to keep in mind that harvest allocation rules require that final cut areas must be surrounded by forested vegetation at all times. No adjacent cuts will be planned until the new stand has reached the overstory height. Exceptions to this policy include special environments, such as hilltops, roads, riparian vegetation, understocked stands, natural permanent openings, and their border vegetation (photos 1 & 2). These special scenarios each deserve their own silvicultural regime. A description of each of these regimes can be found at Negreros-Castillo *et al.* (2018) and Navarro-Martínez *et al.* (2020).

The silvicultural system in PS strives for a slow pace in stand conversion, meaning that annual operations impact a minimal amount of terrain. However, stands not harvested in an annual cutting block are eligible for partial cutting to release goal trees, trees of desirable species and form.

Annual cutting blocks form a cutting cycle of arbitrary duration; current plans use a 20-year cycle for land tracks between 3,000 and 30,000 hectares of productive timberland. This cycle is a continuation of previous forest plans; there is no particular reason to retain or to change it.

The recorded pattern of disturbances is expected to continue with similar probabilities of periodicity, severity, and extension. Instead of preventing damages, combating incidents, or restoring affected sites, parameters for disturbed places are updated in the forest data set so that their new condition plays a part in the treatment allocation procedures (Negreros-Castillo *et al.*, 2018). Preventive treatments can be considered for places with high exposure to disturbances if their expected efficacy compensates for their costs and uncertainty. Hurricanes can be erratic, beyond any planning, but disturbances caused by wildfire can be prevented by keeping tabs on fuel loads and their geographic distribution. Firebreaks and prescribed burning are good examples of cost-effective measures that prevent losses and damages from wildfires.

This simple silviculture allows effective control of the stand and the forest, despite the very large number of species and the considerable site variability typical of tropical timberlands. Other silvicultural systems that use the knowledge available about individual species and sites are unlikely to arrive at a feasible management solution for the whole mix; by contrast, PS has shown that a tropical forest can be handled as mixtures of bundled species and sites. This approach to a collective identity of a mixture collates the individual species' behavior in a way that treatments for the total stand provide the needed habitat for each component, as long as individual species are fit for that environment. In large spaces, and in the long run, there will be plenty of suitable spots for each and every species in the mix.

The overall management policy comes down to a treatment protocol similar to traditional Maya slash and burn shifting agriculture (Diemont *et al.*, 2006; Negreros-Castillo *et al.*, 2014), which is known to provide rapid restocking of clearings with a mixture representative of the natural forest with an increased density of the most valuable species.

Figure 1 shows a summary of the planning process for PS methods. This road map of decisions marks the places where silvicultural decisions are used. The intended use of silviculture data sets quality requirements for its acquisition. The decision-making process starts with the forest owner providing the legal documentation about his property. The land classification depends on terrain and cover. Land classification and historic precedents give support to a choice of silvicultural system for each type of land. A stand is a piece of land with a given forest structure where a field technician may suggest a number of alternative treatments. Mathematical models describing theory and results from experimental plots forecast economic effects of alternative silvicultural treatments and dynamics after plausible disturbances. These forecasts provide entry data to a harvest regulation routine. Harvest allocation follows financial indicators to suggest a set of alternative plans for the forest owner to choose and present to government regulatory agencies.

Forest management as a conversion process

PS strives for responsible management of forest-owner assets. Because land is the overwhelming component, forest plans drift towards the question of holding and improving current stocking or converting it to new, likely better stands. The longer the original timber is retained, the more the benefits of a redesigned forest are pushed into the future.

If current stocking conditions were in such a shape as to provide an outlook of significant future output flow of products and economic benefits, then the incentive would be for postponing any final harvest that initiates new stands, and vice versa. Should the new forest outpace the current forest performance, a faster conversion is in order.

A recollection of historic experiences in Mexico (Mendoza *et al.*, 2015) shows that after a few entries, the forest usually attains the main design features drafted in forest plans, but the reality in the market and expectations among the general public glosses over that outcome and dismisses the effort and talent of foresters of the past. There is no reason to expect that today's foresters have a sounder image of the target future forest than their predecessors. The choice in PS then is to slowly build a diversified forest structure, and gradually move the stand structure and distribution towards what is known about the timberlands of the early 20th Century. This is a no-regrets strategy that might not maximize revenue or land value, but it surely will be closer to the long-term risk avoidance preferences of forest owners.

Valuation and planning strategy

Mexican agrarian law, among other policies, provides protection to landowners against the odds that the owner might lose his land in bad deals with investors or creditors. These protections end up imposing regulatory takings that function as disincentives for real estate trading in rural areas. Even though it is infrequent, the sale of land and the sale of partial property rights happens regularly. The value of these

transactions is stable enough to serve as a benchmark for PS valuation. Currently, a typical piece of good timberland bears a price tag equivalent to 94 US dollars per hectare, as reported by SESISA. PS practice is expected to sustain and even improve this land value better than the previous management policy, and upend real growth in retirement funds (annual average of 7.2 %, after taxes, for the last 10 years).

The inexorable risky environment for timber production prompted PS silvicultural treatments to be low cost, high efficacy, and small scale by design. In forest plans now underway the conversion process is expected to last over 200 years so that the annual entries for stand replacement will be around 0.5% of the available productive land.

PS departs from current Mexican forest practices because of its emphasis on forest land as a fixed asset, usually the most valuable item on the timber growing balance sheet. PS dropped the usual Mexican reliance on timber sales as a performance indicator because the net sales revenue approach makes sense only for infinite or very long-time horizons.

The valuation approach in PS can be thought of as if a rational investor would raise capital, or borrow it, to acquire timberland with intention of establishing a permanent logging business that would use net revenues to pay off investors and creditors. The residual income after paying costs and capital would be considered the economic benefit of timber production. PS algorithms draft a path to provide a steady positive flow of those benefits.

This logic stands regardless of the means of land acquisition. Agrarian reform land grants, which resulted in the landowners receiving the land for free, might give a false impression that land has no value, but that way of thinking leads to inferior timber management decisions. For instance, large trees and overstocked stands common at the time of the earlier entries are perceived as profitable and renewable resources, without realizing the extreme amount of time that it took for that stocking to reach big timber dimensions. If a sensible alternative investment were taken as the fulcrum in the assessment of silviculture alternatives, then big timber and old growth become windfall profits that are perfectly feasible but unprofitable to repeat.

Retirement funds can be a sensible alternative investment for benchmarking purposes. Using retirement funds as an alternative investment to forest management provides a visualization that forest land might be considered a form of long-term investment whose main benefit could be to build up equity faster than the retirement fund. Measuring timber production performance against retirement fund rates helps the forest owner better understand his holding or cutting decisions, but it does not replace the traditional use of an alternative rate of investment like the social rate of return in the planning phase and sensitivity analysis.

Cash received from timber sales, after paying direct costs could be deposited in

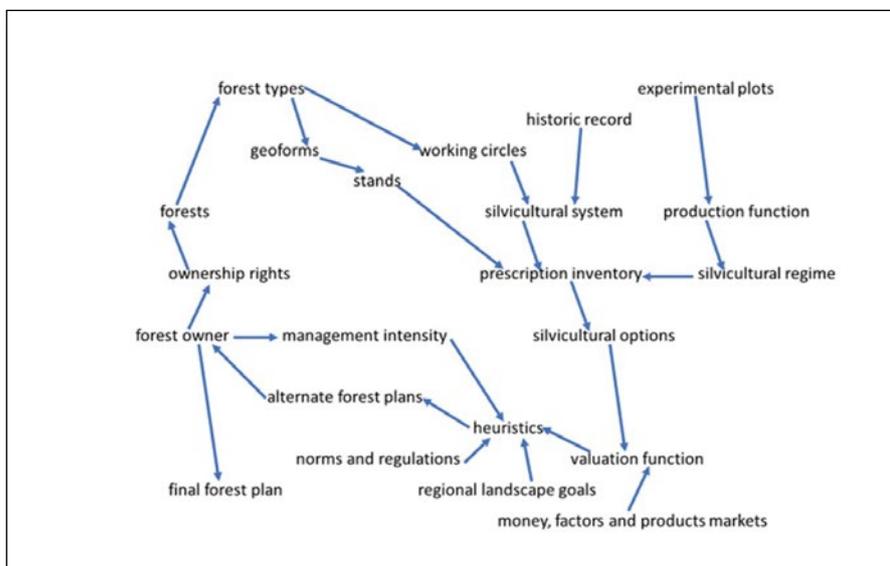


Figure 1. Methodological flow chart for a forest plan that complies with PS standards.

financial investments as a way to park money until needed for silviculture practices, or to cover other forest management expenditures (González-Guillén *et al.*, 1990). Such an arrangement creates the need to demonstrate that forest activities must offer benefits larger than the retirement fund, or else, the parked money would be better permanently committed to the retirement fund, growing faster and safer.

Capitalization of the retirement fund then could be converted to a periodic rent to support future needs, such as retirement and insurance coverage (medical, life, home, etc.) The level of future rents will depend on the initial size and value of forest land. For purposes of this paper, patrimony will be the value of forest land if sold at a given future time, plus the net value of any parked money, plus the current balance in the retirement fund. This vision widens the current expectation that the forest logging purpose is limited to providing wages and dividends.

Discussion

Management methods are seldom tested for performance. After their public release, they are put into practice. For the most part, long-term results are the outcome of the interplay between location, environment, technology, political and market dynamics. Accepting these limitations, an insight on the soundness of PS methods might be possible looking at landowners' adoption of these innovations. As of today (2020), PS comprises three management methods: Plan Costa (Apodaca-Martínez, 2014), Método Silvícola Peninsular (Negreros-Castillo *et al.*, 2018), and Manejo de Paisajes Ecológicos (Mendoza *et al.*, 2005). Other methods currently in practice have been modified to comply with PS criteria, for instance, minimum cutting diameter was adapted for secondary forest management in Calakmul, Campeche. PS management is practiced in Jalisco, Quintana Roo and Campeche (table I). Dissemination of PS ideas is underway to attract forest owners in other regions of Mexico. The total area reported in table I includes the complete ownerships because of PS oversight and goals encompassing every type of land beyond the actual area under timber production.

Public opinion about PS practice leans toward a concern that environmental impacts of stand replacement practices will lead to deforestation. This fear may simply express mistrust because PS is a major departure from selective cutting and volume regulation. These perceptions might improve later on, as soon as the prompt regeneration of harvested stands is observed.

Leadership at government institutions has expressed enthusiastic support for PS (Mendoza *et al.*, 2019). Regulatory agencies have offered their support for several reasons. For one, tropical forest logging has been declining for a long time, so it is good that PS has been well taken by previously reluctant forest owners. Second, complex and unreliable volume regulation has been replaced with area regulation. This simplification increases accountability and norm compliance. Another reason is the prospect that PS may foster more of the current forests in the tropics to remain forested. Last, but not least, the economic needs of forest dwellers might be better secured by real alternate investments like

retirement funds instead of reliance on labor wages, dividends from timber sales, or subsidies like payments for environmental services.

Conclusion

Landowners and regulatory institutions in Mexico have received with enthusiasm the Patrimonial System of forest management (PS) to guide forest plans for tropical timberlands. Current plans provide responsible stewardship to over 156,000 hectares in several tropical regions of Mexico. PS involves several forest management methods. Harvest regulation is area-based, and land expectation value is the merit criterion for alternative forest plans. A finite number of silvicultural treatments is available to manage mixed-species forests with a simple policy of retention or conversion of the current forest structure. In all methods, the final cut is a stand replacement procedure that follows traditional Mayan slash and burn. Experience shows slash and burn provide immediate restocking of natural regeneration at minimal expense. PS innovation means that only a few treatments are considered in a given harvest schedule, and simple rules for choosing cutting areas suffice to produce forest plans accepted by owners and government regulators. These tools have been successful in Mexico and they should be easily translated to forests in other countries.

Acknowledgements

We are grateful to the Sector Fund for Forestry Research, Development, and Innovation (CONACYT-CONAFOR) for financial support to project 292577 Design of a forest management system for productive forests in Mexico.

References

- Apodaca-Martínez M., Curiel-Alcaraz G. M., Mendoza-Briseño M. A., Vargas-Mendoza M., Valdez-Hernández J. I., Platas-Rosado D. E., 2014. El plan costa como una mejor opción de manejo para especies forestales tropicales de Jalisco. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 5 (22): 10-25. <https://cienciasforestales.inifap.gob.mx/editorial/index.php/forestales/article/view/347>.
- Blaser J., Poore D., Chandrasekaran C., Hirakuri S., 2006. Status of Tropical Forest Management 2005. Summary Report. *International Forestry Review*, 8 (3): 372-374. <https://doi.org/10.1505/IFOR.8.3.372>.
- Cámara de Diputados, 2018a. Ley General de Vida Silvestre. Diario Oficial de la Federación DOF 25-06-2018, 72 p. <http://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/ref/lgvs.htm>
- Cámara de Diputados, 2018b. Ley Agraria. Diario Oficial de la Federación DOF 19-01-2018. http://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/ref/lagra/LAgra_ref14_25jun18.pdf
- Cámara de Diputados, 2020a. Ley de Aguas Nacionales. Diario Oficial de la Federación DOF 06-01-2020. <http://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/ref/lan.htm>.
- Cámara de Diputados, 2020b. Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos. Diario Oficial de la Federación DOF 24-12-2020. http://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf_mov/Constitucion_Politica.pdf.

Clément J., 1997. Le développement de la pensée et des actions forestières tropicales depuis 1946. Bois et Forêts des Tropiques, 252 (2) : 5-24. <https://revues.cirad.fr/index.php/BFT/article/view/19924>.

Diario Oficial de la Federación, 1954. Decreto que establece una unidad industrial de explotación forestal a favor de Maderas Industrializadas de Quintana Roo, S. de R. L. en bosques nacionales y ejidales ubicados en la zona sur del Territorio de Quintana Roo. Secretaría de Agricultura y Ganadería, DOF 4 agosto 1954, 205 (30): 3-6. <http://dof.gob.mx/index.php?year=1954&month=08&day=04>,

Diemont S. A. W., Jay F. M., Levy S., Nigh R. B., Ramirez-Lopez P., Golicher D. J., 2006. Lacandon Maya forest management: Restoration of soil fertility using native tree species. Ecological Engineering 28 (3): 205-212. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2005.10.012>

Ebel R., 2018. Effects of Slash-and-Burn-Farming and a Fire-Free Management on a Cambisol in a Traditional Maya Farming System. CIENCIA ergo-sum, 25 (2). <https://doi.org/10.30878/ces.v25n2a5>

Faustmann M., 1849. On the Determination of the Value Which Forest Land and Immature Stands Possess for Forestry. In: Martin Faustmann and the evolution of discounted cash flow: two articles from the original German of 1849. W. Linnard (tr.) and M. Gane (ed.) (1968). Oxford, United Kingdom, University of Oxford, Commonwealth Forestry Institute, Paper No. 42. [Translation republished with permission from Commonwealth Forestry Association in Journal of Forest Economics 1: 1 (1995).]

Franklin J. F., Spies T. A., van Pelt A., Carey A. B., Thornburgh D. A., Berg D. R., et al., 2002. Disturbances and structural development of natural forest ecosystems with silvicultural implications, using Douglas-fir forests as an example. Forest Ecology and Management, 155: 399-423. https://ecoshare.info/uploads/ccamp/synthesis_paper_tools/Franklin_Spies_Van_Pelt_et_al_2002_Disturbances_and_structural_development_of_natural_forest_ecosystems_with_silvicultural_implications_using_PSME_forests_as_an_example.pdf.

González-Guillén M. J., Mendoza B. M. A., Bueno de Arjona G., Winter S. A., et al., 1990. Representación de la empresa forestal en un sistema económico. Agrociencia, Serie Socioeconomía, 1 (1): 65-82.

Mendoza M. A., Fajardo J. J., Zepeta J., 2005. Manejo de paisaje, una interpretación práctica. Bois et Forêts des Tropiques, 285 (3): 47-54. <https://revues.cirad.fr/index.php/BFT/article/view/20271>

Mendoza M. A., Fajardo J. J., Curiel G., Domínguez F., Apodaca M., Rodríguez-Camarillo M. G., et al., 2015. Harvest Regulation for Multi-Resource Management, Old and New Approaches (Old and New). Forests, 6: 670-691. <https://doi.org/10.3390/f6030670>

Mendoza M. A., Navarro-Martínez A., 2019. Del manejo forestal al manejo integrado del paisaje en México. Innovación Forestal, 19. https://www.conafor.gob.mx/innovacion_forestal/?p=6057.

Mendoza B. M. A., Navarro-Martínez A., Negreros-Castillo P., Uu-Chi R., 2021. Planeación del manejo forestal con fines patrimoniales. Madera y Bosques, 27 (1): e2712129. <https://doi.org/10.21829/myb.2021.2712129>

Mendoza Briseño M. A., Navarro-Martínez A., Negreros-Castillo P., del Ángel Santos D., 2021. Sistema patrimonial de manejo forestal para las selvas productivas de México. México, ECOSUR-CONAFOR, 192 p. In press.

Morett-Sánchez J. C., Cosío-Ruiz C., 2017. Panorama de los ejidos y comunidades agrarias en México. Agricultura, Sociedad y Desarrollo, 14 (1): 125-152. http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1870-54722017000100125

Navarro-Martínez A., Mendoza-Briseño M. A., Negreros-Castillo P., Mallén-Rivera C., 2020. Selvas productivas de México. Retrospectiva de su dasonomía. San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México, El Colegio de la Frontera Sur, Comisión Nacional Forestal (MEX), 218 p.

Negreros-Castillo P., Snook L. K., Mize C. E., 2003. Regenerating mahogany (*Swietenia macrophylla*) from seed in Quintana Roo, Mexico: the effects of sowing method and clearing treatment. Forest Ecology and Management, 183: 351-362. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(03\)00143-9](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(03)00143-9)

Negreros-Castillo P., Cámara C. L., Deval M. S., Fajvan M. A., Mendoza B. M. A., Mize C. W., et al., 2014. Silvicultura de las selvas de Caoba en Quintana Roo México: Criterios y recomendaciones (Silviculture of the mahogany forest of Quintana Roo, Mexico, Criteria and recommendations). Zapopan, Jalisco, México, Comisión Forestal para América del Norte, Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, Comisión Nacional Forestal (MEX), Spanish and English, 188 p. <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.2813.5440>

Negreros-Castillo P., Mendoza B. M. A., Navarro-Martínez A., Mize C. W., Cámara-Cabrales L., 2018. Peninsular Silvicultural Method. Slash and burn shifting agriculture means forest lands remain forested. International Forestry Working Group Newsletter, Society of American Foresters (in affiliation with the International Society of Tropical Foresters), 1-4. <http://www.orfforest.net/saf/Sept2018.pdf>.

Oliver C. D., Larson B. A., 1996. Forest Stand Dynamics. Update Edition. Yale School of the Environment Other Publications, 543 p. https://elischolar.library.yale.edu/fes_pubs/1

Ribeiro Filho A. A., Adams C., Sereni Murrieta R. S., 2013. The impacts of shifting cultivation on tropical forest soil: a review. Impactos da agricultura itinerante sobre o solo em florestas tropicais: uma revisão. Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, Ciências Humanas, 8 (3): 693-727. <https://doi.org/10.1590/S1981-81222013000300013>

Sist P., Pacheco P., Nasi R., Blaser J., 2015. Management of natural tropical forests for the future. IUFRO WFSE Issue Brief 1/2015. https://www.researchgate.net/publication/275768866_Management_of_natural_tropical_forests_for_the_future.

Mendoza et al. – Author's contributions

Rôle du contributeur	Noms des auteurs
Conceptualization	M. A. Mendoza B., C. W. Mize, P. Negreros-Castillo
Formal Analysis	G. D. Alducin Chávez
Investigation	A. Navarro-Martínez, M. A. Mendoza B., G. D. Alducin Chávez
Methodology	M. A. Mendoza B., A. Navarro-Martínez, C. W. Mize, G. D. Alducin Chávez, P. Negreros-Castillo
Project Administration	A. Navarro-Martínez
Supervision	A. Navarro-Martínez, M. A. Mendoza B.
Validation	M. A. Mendoza B., G. D. Alducin Chávez, C. W. Mize
Visualization	A. Navarro-Martínez
Writing – Original Draft Preparation	M. A. Mendoza B., A. Navarro-Martínez, P. Negreros-Castillo
Writing – Review & Editing	M. A. Mendoza B., A. Navarro-Martínez, C. W. Mize, G. D. Alducin Chávez, P. Negreros-Castillo

Bois et Forêts des Tropiques - Revue scientifique du Cirad -
© Bois et Forêts des Tropiques © Cirad



Cirad - Campus international de Baillarguet, 34398 Montpellier
Cedex 5, France - Contact : bft@cirad.fr - ISSN : L-0006-579X

Impacts des affectations des terres sur la structure des peuplements de *Bombax costatum* en zone soudanienne du Bénin

Gnido Amandine ASSOGBA¹
Adandé Belarmain FANDOHAN²
Kisito GANDJI³
Kolawolé Valère SALAKO³
Aristide ADOMOU⁴
Achille Ephrem ASSOGBADJO¹

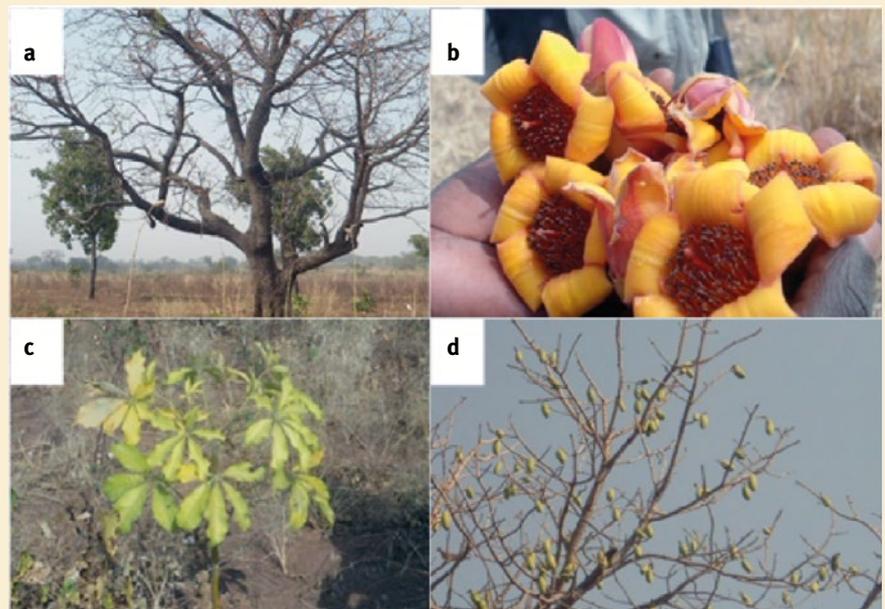
¹ Université d'Abomey-Calavi
Faculté des sciences agronomiques
Laboratoire d'écologie appliquée
01 BP 526, Cotonou
Bénin

² Université nationale d'agriculture
École de foresterie tropicale
Unité de recherche en foresterie et
conservation des bioressources
BP 43, Kétou
Bénin

³ Université d'Abomey-Calavi
Faculté des sciences agronomiques
Laboratoire de biomathématiques et
d'estimations forestières
04 BP 1525, Cotonou
Bénin

⁴ Université d'Abomey-Calavi
Faculté des sciences et techniques
Département de biologie végétale
01 BP 4521, Cotonou
Bénin

Auteur correspondant /
Corresponding author:
Kisito Gandji - gkisito@gmail.com



Photos 1.

Arbre de *Bombax costatum* (a), ses fleurs (b), ses feuilles sur une jeune plantule (c) et l'arbre en fructification (d).

Bombax costatum tree (a), its flowers (b), its leaves on a young seedling (c) and the tree in fruit (d).

Photos G. A. Assogba.

Doi : 10.19182/bft2021.348.a36743 – Droit d'auteur © 2021, Bois et Forêts des Tropiques – © Cirad – Date de soumission : 8 avril 2020 ; date d'acceptation : 9 février 2021 ; date de publication : 18 juin 2021.



Licence Creative Commons :
Attribution - 4.0 International.
Attribution-4.0 International (CC BY 4.0)

Citer l'article / To cite the article

Assogba G. A., Fandohan A. B., Gandji K., Salako K. V., Adomou A., Assogbadjo A. E., 2021. Impacts des affectations des terres sur la structure des peuplements de *Bombax costatum* en zone soudanienne du Bénin. Bois et Forêts des Tropiques, 348 : 37-48. Doi : <https://doi.org/10.19182/bft2021.348.a36743>

RÉSUMÉ

Impacts des affectations des terres sur la structure des peuplements de *Bombax costatum* en zone soudanienne du Bénin

Bombax costatum est une espèce agroforestière menacée de disparition du fait des fortes pressions anthropiques qu'elle subit par le prélèvement de son calice. La présente étude a pour objectif d'évaluer l'influence des modes d'affectation des terres sur les caractéristiques dendrométriques, les types morphologiques et la phénologie de *B. costatum* dans la Réserve de biosphère de la Pendjari (RBP). Quatorze placeaux de 200 m × 200 m répartis dans quatre modes d'affectation des terres (zone d'occupation contrôlée, chaîne de l'Atacora, zone cynégétique de la Pendjari et Parc national de la Pendjari) de la RBP ont été inventoriés. Les données telles que le diamètre à hauteur de poitrine, la hauteur totale, le nombre d'individus, l'aspect de l'écorce et la couleur des fleurs ont été collectées. Les caractéristiques structurales de *B. costatum* ont été évaluées à trois niveaux : les paramètres dendrométriques dont la densité, le diamètre moyen, la surface terrière et la hauteur moyenne ; les structures en diamètre ; la distribution de fréquence des différents types morphologiques obtenus (aspect de l'écorce, couleur de la fleur). Pour tester les différences entre les modes d'affectation des terres, une ANOVA, une analyse log-linéaire et une analyse de covariance ont été effectuées respectivement sur les paramètres dendrométriques, la structure en diamètre et les types morphologiques, et la relation hauteur-diamètre des arbres. Le mode d'affectation des terres a un effet significatif ($P < 0,05$) sur la densité des individus adultes, le diamètre moyen, la hauteur moyenne, les types morphologiques et la phénologie de *B. costatum*. La densité des individus adultes est plus élevée dans les zones d'occupation contrôlée et la chaîne de l'Atacora. Nos résultats suggèrent que l'espèce a encore un potentiel semencier qui assure sa pérennisation mais qu'une utilisation contrôlée est nécessaire pour sa conservation durable.

Mots-clés : *Bombax costatum*, caractérisation structurale, phénologie, réserve de biosphère de la Pendjari, type morphologique, Bénin.

ABSTRACT

Impacts of land use on the structure of *Bombax costatum* stands in the Sudanian zone of Benin

Bombax costatum is a species used in agroforestry but declining in its natural stands because of the high anthropogenic pressure exerted by harvesting of its calyx. This study aims to assess the impact of land use types on the dendrometric characteristics, morphological types and phenology of *B. costatum* in the Pendjari Biosphere Reserve. Fourteen 200 m × 200 m plots representing four land use types (Controlled Occupation Zones, Atacora Range, Pendjari Hunting Zone and Pendjari National Park) were identified. The data collected include diameter at breast height, total height, number of individuals, appearance of the bark and colour of the flowers. Structure was characterised on three levels: (i) dendrometric parameters such as density, mean diameter, mean height and basal area, (ii) diameter structures and (iii) frequency distribution of morphological types (appearance of the bark, flower color). To test the differences between land use types, an ANOVA, log-linear analysis and covariance analysis were performed respectively on the dendrometric parameters, diameter structure and morphological type, and height-diameter relationship. The density of mature individuals was higher in the Controlled Occupation Zones and the Atacora range. Our results showed that land use type has a significant effect ($P < 0.05$) on the density of adult individuals, mean diameter, mean height, morphological types and phenology of *B. costatum*. Our findings suggest that *B. costatum* still has seed potential that can ensure its viability, but controlled use is necessary for its sustainable conservation.

Keywords: *Bombax costatum*, structural characterisation, phenology, Pendjari biosphere reserve, morphological type, Benin.

RESUMEN

Impacto del uso de la tierra en la estructura de la masa forestal de *Bombax costatum* en la zona sudanesa de Benín

Bombax costatum es una especie agroforestal en peligro de extinción debido a la fuerte presión antrópica a la que está sometida por la extracción de su cáliz. El objetivo del presente estudio fue evaluar la influencia de los patrones de uso del suelo sobre las características dendrométricas, los tipos morfológicos y la fenología de *B. costatum* en la Reserva de la Biosfera de Pendjari (RBP). Se inventariaron catorce parcelas de 200 m × 200 m distribuidas en cuatro modalidades de uso del suelo de la RBP (zona de ocupación controlada, montañas de Atakora, zona cinegética de Pendjari y Parque Nacional de Pendjari). Se recogieron datos como el diámetro a la altura normal, la altura total, el número de individuos, el aspecto de la corteza y el color de las flores. Se evaluaron las características estructurales de *B. costatum* en tres niveles: (i) los parámetros dendrométricos, incluyendo la densidad, el diámetro medio, el área basal y la altura media, (ii) las estructuras diamétricas, (iii) y la distribución de la frecuencia de los diferentes tipos morfológicos obtenidos (aspectos de la corteza, color de la flor...). Para comprobar las diferencias entre los tipos de uso de la tierra, se realizó un ANOVA (análisis de la varianza), un análisis log-lineal y un análisis de covarianza sobre los parámetros dendrométricos y los tipos morfológicos según el tipo de uso de la tierra. El uso de la tierra tiene un efecto significativo ($P < 0,05$) sobre la densidad de individuos adultos, el diámetro medio, la altura media, los tipos morfológicos y la fenología de *B. costatum*. La densidad de individuos adultos es más alta en las zonas de ocupación controlada y en las montañas de Atakora. Los resultados muestran que la especie sigue teniendo un potencial semillero que garantiza su perpetuación, pero que es necesario un uso controlado para su conservación sostenible.

Palabras clave: *Bombax costatum*, caracterización estructural, fenología, Reserva de la Biosfera de Pendjari, tipo morfológico, Benín.

Introduction

Au Bénin comme ailleurs sous les tropiques, les forêts renferment beaucoup d'espèces ligneuses qui, sans être forcément productrices de bois d'œuvre et d'industrie, jouent un rôle socio-économique important en fournissant des aliments et des denrées de consommation variées aux communautés rurales (Assogbadjo, 2006). De nos jours, ces produits non ligneux exploités et consommés par les populations deviennent de plus en plus rares. Cette situation s'explique par la poussée démographique, la surexploitation de ces ressources et le changement climatique. Cependant, les actions de préservation, de conservation et de reproduction de ces espèces à fort potentiel économique nécessitent des références scientifiques qui sont encore quasi inexistantes pour bon nombre d'entre elles.

Bombax costatum Pellegr. & Vuillet (Bombacaceae, maintenant Malvaceae) fait partie de ces ressources forestières ayant fait l'objet de peu d'investigations scientifiques (Belem *et al.*, 2007, 2008). *B. costatum* est une espèce agroforestière (associée avec des cultures vivrières) que l'on retrouve dans la zone soudanienne de l'Afrique de l'Ouest (Belem *et al.*, 2008). Elle fait partie des espèces végétales sauvages les plus utilisées au Burkina Faso à cause de son calice qui est très recherché (Mertz *et al.*, 2001). Le calice est l'organe de la plante le plus utilisé, surtout pour les usages alimentaires (Ouédraogo *et al.*, 2014 ; Assogba *et al.*, 2017). Par exemple, la sauce légume faite à partir des feuilles et des calices frais des fleurs est la deuxième sauce préférée en milieu rural au Burkina Faso (Lykke *et al.*, 2002). Beaucoup d'organes de l'espèce sont utilisés en médecine traditionnelle contre une grande variété de maladies (Orwa *et al.*, 2010 ; Belem *et al.*, 2008 ; Assogba *et al.*, 2017). L'espèce est également employée comme bois de service et de feu (Oyen, 2011). Des évaluations ethnobotaniques récentes conduites sur l'espèce au Bénin et au Burkina Faso ont identifié huit catégories d'usages dont les catégories d'usages alimentaires et médicinales étaient les plus fréquemment citées avec les plus grandes importances culturelles (Belem *et al.*, 2008 ; Assogba *et al.*, 2017). À part les études ethnobotaniques de l'espèce, la variabilité morphologique et la production de calices de *B. costatum* ont été investiguées (Ouédraogo *et al.*, 2014). Les individus de *B. costatum* subissent de fortes pressions anthropiques sur leurs organes, notamment les calices, l'écorce et les feuilles. Les populations naturelles de l'espèce sont donc menacées de disparition à cause de la surexploitation des calices qui prive les individus adultes de leur potentiel semencier, et entrave ainsi leur reproduction (Belem *et al.*, 2008).

Les niveaux des pressions anthropiques exercées sur une ressource varient en fonction des mesures de protection prises, lesquelles sont fonction de leur tour du mode d'affectation des terres. En effet, les modes d'affectation des terres sont reconnus comme des facteurs déterminant la structure des peuplements forestiers et leur état de conservation

(Djossa *et al.*, 2008). Ainsi, l'évaluation de l'influence des modes d'affectation des terres sur un peuplement forestier permettra d'apprécier efficacement les types de pressions que subit une espèce forestière mais aussi de connaître leur impact sur la structure du peuplement. L'aménagement durable des peuplements forestiers nécessite de connaître la structure en diamètre des arbres (Glèlè Kakaï *et al.*, 2008). Ces structures en diamètre sont en effet révélatrices des événements liés à la vie des peuplements (Rondeux, 1999) et permettent de faire des projections sur leur développement en vue d'un aménagement efficient et durable. La définition d'une bonne stratégie de conservation d'une espèce agroforestière comme *B. costatum* nécessiterait donc l'analyse de l'effet de son habitat sur la structure en diamètre de son peuplement. En effet, l'analyse des structures en diamètre permet de distinguer les populations actives (jeunes) qui présentent une bonne régénération, avec beaucoup d'arbres de petits diamètres, et moins d'arbres de gros diamètres. La prédominance des arbres de petits diamètres est déterminante pour la conservation de l'espèce car ce sont sur ces derniers qu'il faut agir pour pérenniser la population.

La présente étude vise à évaluer l'influence des modes d'affectation des terres sur les caractéristiques dendrométriques, les types morphologiques et la phénologie de *B. costatum* dans la Réserve de biosphère de la Pendjari (RBP). Considérant que le statut écologique des peuplements d'une espèce forestière varie suivant un gradient de mesures de protection (Assogbadjo *et al.*, 2006 ; Djossa *et al.*, 2008 ; Fandohan *et al.*, 2010), nous avons émis l'hypothèse que les caractéristiques dendrométriques, les structures en diamètre, les types morphologiques et la phénologie de l'espèce varient suivant les modes d'affectation des terres.

Matériel et méthodes

Description de l'espèce

B. costatum (photo 1a), encore appelée faux-kapokier ou kapokier rouge, est une espèce végétale de la famille des Malvaceae. Elle fleurit en saison sèche, avant l'apparition des premières feuilles, et ses fleurs sont solitaires, rouges ou orange (parfois jaunes), en coupe, à cinq lobes imbriqués soudés à la base, de 4-7 cm de diamètre (photo 1b). C'est un arbre épineux à fût droit (mais parfois tortueux) de hauteur moyenne de 10 à 25 m (Akoègninou *et al.*, 2006). Ses feuilles sont alternes, composées et digitées (photo 1c), à 5-8 folioles pubescentes devenant glabres. Les fruits (photo 1d) sont des capsules ellipsoïdes, pendantes, brunes à noires, s'ouvrant en cinq valves, et contenant des graines sphériques noires dans une bourre soyeuse blanche ou crème (Robyns, 1957). C'est une espèce ligneuse dont

l'aire de distribution recouvre les savanes et les forêts claires sèches de la zone soudanienne de l'Afrique de l'Ouest (Belem *et al.*, 2008). On la trouve fréquemment sur les collines rocheuses ou dans les zones de croûtes latéritiques (Arbonnier, 2002).

Milieu d'étude

Les principaux habitats de *B. costatum* ont été identifiés à l'issue d'une enquête exploratoire dans les milieux de prédilection de l'espèce dans la RBP, qui est une aire protégée qui intègre l'influence des facteurs anthropologiques, écologiques et climatiques sur l'espèce (figure 1). La Réserve de biosphère de la Pendjari a été créée en 1986 par l'Unesco. Elle est située au nord-ouest de la République du Bénin, plus précisément dans le département de l'Atacora sur les territoires des communes de Tanguiéta, Matéri et Kérou. Ses limites géographiques sont comprises entre 10°30' et 11°30' de latitude Nord, 0°50' et 2°00' de longitude Est. La RBP est bien arrosée, avec des précipitations annuelles moyennes comprises entre 1 000 et 1 100 mm, et des températures pouvant atteindre 40 °C. Elle fait partie du plus grand ensemble d'aires protégées de l'Afrique de l'Ouest qu'est l'écosystème W-Arly-Pendjari (WAP), qui regroupe, outre la RBP, la Réserve de biosphère transfrontalière du «W», partagée par le Bénin, le Niger et le Burkina Faso, ainsi que les aires protégées de statuts divers du Burkina Faso (Pama, Arly, Singou) et du Togo (Oti, Kéran, Mandouri). Elle couvre une superficie globale de 4 711,4 km² dont 2 660,4 km² sont occupés par le Parc national de la Pendjari (Nago *et al.*, 2016). La réserve, établie sur une

pénéplaine de 105 m à 200 m d'altitude au nord, est rattachée au sud à un relief majeur dont l'altitude varie entre 400 et 513 m. Les sols de la réserve sont des sols peu évolués, d'érosion ou d'apport, et des sols ferrugineux tropicaux et ferrallitiques.

La RBP offre les possibilités d'observer différents modes d'affectation des terres et de voir l'influence de l'homme sur l'espèce. Après leur identification, les habitats ont été caractérisés sur la base de la carte d'occupation des terres de la réserve. Ainsi, quatre modes d'affectation des terres ont été retenus, à savoir : les zones d'occupation contrôlée (ZOC), les zones cynégétiques du Parc national de la Pendjari (ZCP), le Parc national de la Pendjari (PNP) identifié comme noyau central et zone intégralement protégée, et enfin la chaîne de l'Atacora (CA). Cette dernière faisait initialement partie des ZOC. Elle a été considérée comme mode d'affectation des terres car son relief montagneux rend son accès difficile, et par conséquent elle subit un niveau de pression anthropique faible la différenciant des autres modes. En général, les populations locales ont accès aux ZOC avec la possibilité d'y installer des cultures. Elles peuvent donc facilement accéder aux produits forestiers non ligneux. Les zones cynégétiques sont plus ou moins difficiles d'accès mais, à cause de l'activité de chasse, les populations locales y ont accès aux produits forestiers non ligneux. Cet accès est modéré car il s'agit essentiellement de chasseurs. Quant au Parc national de la Pendjari, il est intégralement protégé, donc avec un faible niveau de pression anthropique. Le choix des écosystèmes perturbés (ZOC surtout) a permis d'évaluer l'impact de la perturbation sur la structure des populations, les caractéristiques dendrométriques et morphométriques de l'espèce.

Échantillonnage et collecte des données

À l'issue de la phase exploratoire, les points où les individus de *B. costatum* ont été retrouvés ont été choisis aléatoirement pour l'installation des placeaux. Quatre placeaux de 200 m x 200 m (4 ha) ont été installés respectivement dans les zones d'occupation contrôlée, les zones cynégétiques et la chaîne de l'Atacora (figure 1). Compte tenu du caractère protégé du Parc national de la Pendjari, seuls deux placeaux y ont été installés. Soit au total 14 placeaux établis (figure 1) dans la RBP, chaque placeau ayant été subdivisé en quatre

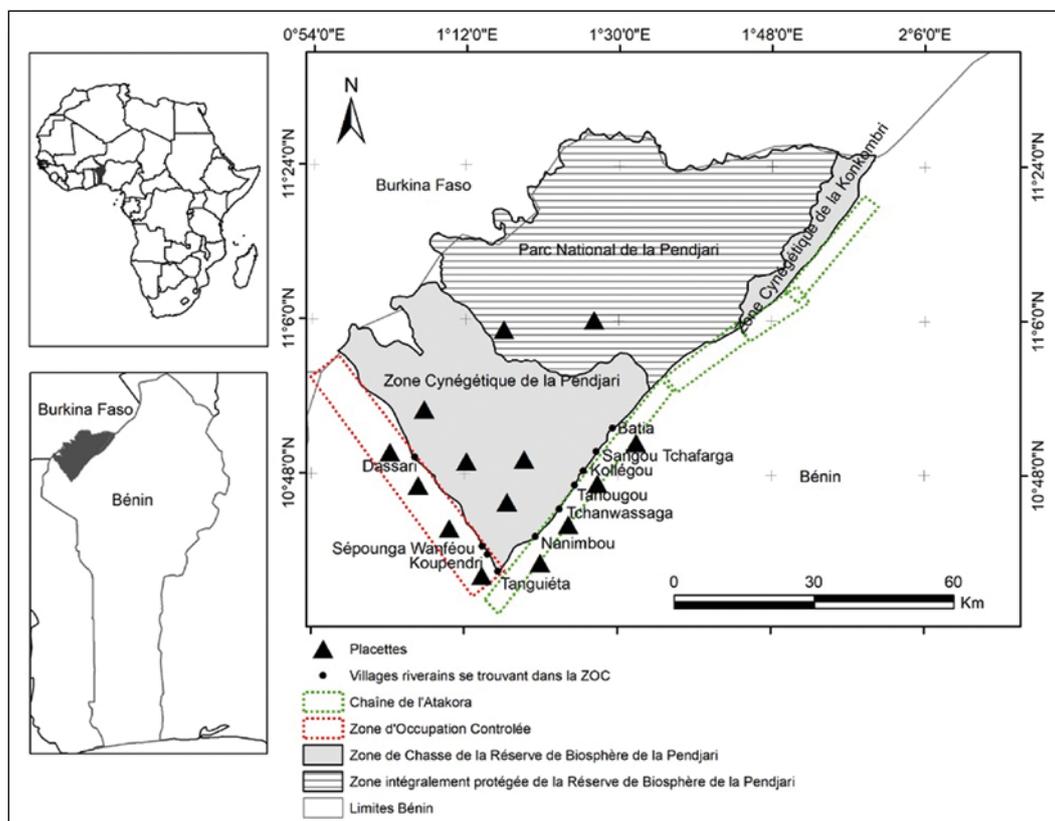


Figure 1.

Localisation de la Réserve de biosphère de la Pendjari au Bénin et des placettes installées.
Location of the Pendjari Biosphere Reserve in Benin and the plots installed.

bandes de 50 m chacune afin de faciliter la collecte des données d'inventaire. Les principales données collectées sont le diamètre à hauteur de poitrine (dbh) pris à 1,30 m du sol, la hauteur totale, le nombre d'individus adultes (dbh ≥ 10 cm), la présence de jeunes plants (dbh < 10 cm et h ≥ 2 m), de juvéniles (dbh < 7 cm et h ≥ 2 m) et de plantules (h < 2 m) (Fandohan, 2006 ; Bonou *et al.*, 2009). Les hauteurs ont été mesurées seulement sur les individus de *B. costatum* au moyen d'un clinomètre. De plus, la couleur des fleurs a été déterminée au moyen d'une grille des couleurs et l'aspect de l'écorce a été rapporté. Les données ont été collectées d'octobre 2015 à mars 2016.

Traitement et analyse des données

L'analyse des données a été faite à trois niveaux : les paramètres dendrométriques dont la densité, le diamètre moyen, la surface terrière et la hauteur moyenne (tableau I) ; les structures en diamètre ; et la distribution de fréquence des différents types morphologiques obtenus (aspect de l'écorce, couleur de la fleur). Le diamètre moyen est le diamètre quadratique moyen qui représente le diamètre de l'arbre de surface terrière moyenne. La hauteur moyenne est la hauteur de Lorey qui est la hauteur pondérée par la surface terrière. Ces évaluations ont été faites suivant les modes d'affectation des terres identifiés.

Les valeurs moyennes des densités, du diamètre moyen, de la surface terrière et de la hauteur moyenne ont été calculées pour chaque mode d'affectation des terres considéré. Une analyse de variance (ANOVA) a été appliquée sur les valeurs log-normalisées de ces moyennes afin

de tester l'effet du mode d'affectation des terres sur les paramètres dendrométriques de l'espèce. De plus, la relation allométrique a été établie par une régression linéaire $\ln(H) = \ln(d)$, et une analyse de covariance (Archibald et Bond, 2003) a été effectuée pour tester l'effet des modes d'affectation des terres.

Pour l'établissement des structures en diamètre de *B. costatum* suivant les modes d'affectation des terres, les individus adultes (dbh ≥ 10 cm) de chaque peuplement ont été regroupés par classe de diamètre d'amplitude de 5 cm. Les densités ont été calculées par classe de diamètre pour établir la structure en diamètre observée de *B. costatum*. Le coefficient d'asymétrie a été ensuite calculé pour mesurer l'asymétrie de la distribution. Le coefficient d'asymétrie est défini comme suit (Bendel et Carlin, 1988):

$$g_1 = \frac{n}{(n-1)(n-2)s^3} \sum_{i=1}^n (x_i - m)^3$$

où n est le nombre de pieds, x_i , m et s sont respectivement le $\log(\text{dbh})$ de la tige i , la moyenne de x_i , et l'écart-type de x_i .

Une valeur négative de ce coefficient indique une distribution étalée vers la droite, avec la queue de la distribution étalée vers la gauche présentant un peuplement constitué en majorité d'individus de petits diamètres. Tandis qu'une valeur positive du coefficient indique une distribution étalée vers la gauche, avec la queue de la distribution étalée vers la droite présentant un peuplement avec des individus de gros diamètres. Une valeur nulle de g_1 n'indique pas nécessairement qu'il y a une parfaite symétrie.

Tableau I.

Description des paramètres dendrométriques calculés.
Description of the calculated dendrometric parameters.

Paramètre (unité)	Formule	Interprétation
Densité (pieds/ha)	$N = \frac{n}{s}$	Nombre moyen d'arbres par hectare ; n étant le nombre total d'individus adultes, ou de jeunes plants, ou de juvéniles ou de plantules ; s est la surface du placeau en ha
Diamètre moyen (cm)	$Dg = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n d_i^2}$	Diamètre quadratique moyen (diamètre de l'arbre de surface terrière moyenne) (Dg en cm) ; n étant le nombre total d'individus adultes (dbh ≥ 10 cm) du placeau ; d_i est le dbh de l'individu i
Surface terrière (m ² /ha)	$G = \frac{\pi}{40000s} \sum_{i=1}^n d_i^2$	Somme des sections transversales des individus adultes (dbh ≥ 10 cm) ; d_i est le dbh de l'individu i
Hauteur moyenne de Lorey (m)	$H = \frac{\sum_{i=1}^n g_i h_i}{\sum_{i=1}^n g_i}$ avec $g_i = \pi/4(d_i)^2$	Hauteur moyenne des individus adultes (dbh ≥ 10 cm) d'un placeau pondérée par leur surface terrière qui représente la hauteur de la canopée ; g_i est la surface terrière ; h_i est la hauteur totale de l'individu i ; d_i est le diamètre de l'individu i .

dbh : diamètre à hauteur de poitrine.

Tableau II.

Caractéristiques des habitats en fonction des modes d'affectation des terres.
Settlement characteristics in relation to land-use patterns.

Modes d'affectation des terres	Type de végétation	Espèces dominantes	Type de sol
Zone d'occupation contrôlée	Agrosystème	<i>Anogeissus leiocarpa</i> , <i>Vitellaria paradoxa</i> , <i>Pterocarpus erinaceus</i> Poir., <i>Parkia biglobosa</i> , <i>Azelia africana</i>	Ferrugineux/latéritique
Chaîne de l'Atacora	Végétation saxicole (savane boisée)	<i>Pterocarpus erinaceus</i> , <i>Azelia africana</i> , <i>Khaya senegalensis</i> (Desr.) A. Juss., <i>Anogeissus leiocarpa</i> , <i>Adansonia digitata</i> , <i>Balanites aegyptiaca</i> Delile, <i>Lannea barteri</i> (Oliv.) Engl., <i>Acacia sieberiana</i> DC., <i>Vitellaria paradoxa</i>	Rocheux
Zone cynégétique de la Pendjari	Savane arbustive (saxicole)	<i>Pterocarpus erinaceus</i> , <i>Parkia biglobosa</i> , <i>Khaya senegalensis</i> , <i>Anogeissus leiocarpa</i> , <i>Adansonia digitata</i> , <i>Balanites aegyptiaca</i> , <i>Acacia sieberiana</i> , <i>Vitellaria paradoxa</i>	Gravillonnaire/latéritique
Parc national de la Pendjari	Savane arbustive (saxicole)	<i>Vitellaria paradoxa</i> , <i>Anogeissus leiocarpa</i>	Gravillonnaire/latéritique

La diversité des types morphologiques de *B. costatum* suivant les modes d'affectation des terres et le stade de développement a été également évaluée. À cet effet, les distributions de fréquence sous forme de diagrammes en barres empilés ont été établies à partir des données collectées pour les types morphologiques de l'espèce, à savoir la couleur des fleurs et l'aspect de l'écorce. Une analyse log-linéaire a été ensuite exécutée sur chaque type morphologique afin d'évaluer la relation qui le lie aux modes d'affectation des terres et au stade de développement de l'espèce. Les mêmes tests statistiques ont été effectués sur les états phénologiques de l'espèce en relation avec les modes d'affectation des terres. Les analyses statistiques ont été réalisées dans le logiciel R version 2.15.3.

Résultats

Caractéristiques écologiques de *B. costatum*

Du point de vue écologique, *B. costatum* est fréquente dans deux principaux types de végétation, à savoir les savanes arbustives et les agrosystèmes, avec une importante diversité de types de sol (rocheux, ferrugineux, latéritique, gravillonnaire) (tableau II). Les espèces compagnes de *B. costatum* au niveau des différents modes d'affectation des terres de la RBP sont principalement *Vitellaria paradoxa* C.F. Gaertn., *Parkia biglobosa* (Jacq.) R. Br. ex G. Don, *Azelia africana* Sm. & Pers.

et *Anogeissus leiocarpa* (DC.) Guill. & Perr. De plus, dans les ZOC, *B. costatum* est également retrouvée en systèmes agroforestiers en association avec des cultures telles que le sorgho, l'igname, le mil et le maïs (tableau II).

Tableau III.

Moyenne et erreur-type des paramètres dendrométriques de *Bombax costatum* en fonction des modes d'affectation des terres.

Mean and standard error of dendrometric parameters of Bombax costatum as a function of land-use patterns.

Paramètres	ZOC	CA	ZCP	PNP
Densité adultes (pieds/ha)	11,31 ± 1,23a	14,81 ± 7,48a	3,00 ± 0,64b	2,25 ± 0,75b
Densité juvéniles (pieds/ha)	0,38 ± 0,16a	1,19 ± 0,61a	2,81 ± 1,59a	1,25 ± 0,25a
Densité jeunes arbres (pieds/ha)	0,50 ± 0,23a	1,25 ± 0,49a	2,25 ± 1,21a	1,25 ± 0,50a
Densité plantules (pieds/ha)	4,63 ± 1,76a	16,88 ± 5,68a	15,63 ± 10,22a	2,63 ± 1,13a
Diamètre moyen (cm)	37,19 ± 8,13a	25,31 ± 2,16b	28,66 ± 0,51b	12,50 ± 0,80c
Hauteur moyenne de Lorey (m)	13,10 ± 1,47a	15,22 ± 1,69a	16,07 ± 0,69a	6,32 ± 0,13b
Surface terrière (m ² /ha)	0,37 ± 0,16a	0,74 ± 0,36a	0,73 ± 0,05a	0,03 ± 0,01a

Sur la même ligne, les moyennes avec les mêmes lettres ne sont pas significativement différentes au seuil de 5 %.

ZOC : zone d'occupation contrôlée ; CA : chaîne de l'Atacora ; ZCP : zone cynégétique de la Pendjari ; PNP : Parc national de la Pendjari.

Tableau IV.

Modèles allométriques selon les modes d'utilisation des terres : équations, valeurs des coefficients et probabilité de régression des tests sur les résidus.

Allometric models by land use: equations, values of coefficients and probabilities of tests on residuals

Mode d'utilisation des terres	Équation	SE		Probabilité		Test DW	Test BP	Test de normalité
		Intercept	Pente	Intercept	Pente			
CA	$\ln(\text{Hauteur}) = 0,271 + 0,715 \ln(\text{dbh})$	0,09	0,03	0,006	< 0,01	0,148	0,592	0,259
PNP	$\ln(\text{Hauteur}) = -0,251 + 0,815 \ln(\text{dbh})$	0,39	0,15	0,526	< 0,01	0,214	0,059	0,635
ZCP	$\ln(\text{Hauteur}) = -0,027 + 0,786 \ln(\text{dbh})$	0,12	0,04	0,818	< 0,01	0,059	0,083	0,178
ZOC	$\ln(\text{Hauteur}) = 0,214 + 0,652 \ln(\text{dbh})$	0,28	0,08	0,457	< 0,01	0,255	0,773	0,443
Tous les modes d'affectation des terres	$\ln(\text{Hauteur}) = 0,181 + 0,722 \ln(\text{dbh})$	0,07	0,02	0,015	< 0,001	0,113	0,700	0,196

ZOC : zone d'occupation contrôlée ; CA : chaîne de l'Atacora ; ZCP : zone cynégétique de la Pendjari ; PNP : Parc national de la Pendjari ; SE : erreur type ; BP : Breusch-Pagan ; DW : Durbin-Watson ; dbh : diamètre à hauteur de poitrine.

Caractéristiques dendrométriques de *B. costatum*

B. costatum est plus abondante au sein de la zone d'occupation contrôlée et de la chaîne de l'Atacora, avec respectivement 11,31 et 14,81 pieds/ha comme densité moyenne des individus adultes (tableau III). Les juvéniles et les jeunes arbres étaient plus abondants dans la zone cynégétique de la Pendjari. Quant aux plantules, elles étaient plus abondantes dans la chaîne de l'Atacora et dans la zone cynégétique de la Pendjari. Le diamètre moyen de *B. costatum* varie d'une zone à une autre avec les valeurs les plus élevées (37,19 cm) dans la zone d'occupation contrôlée et les plus faibles (12,50 cm) dans le Parc national de la Pendjari. Les plus petites valeurs de la hauteur moyenne (6,32 m) des individus inventoriés de l'espèce ont été également observées dans le Parc national de la Pendjari. Quant à la surface terrière de *B. costatum*, elle varie entre 0,03 m²/ha et 0,74 m²/ha entre les modes d'affectation des terres, avec les valeurs élevées dans la chaîne de l'Atacora et dans la zone cynégétique de la Pendjari (tableau III).

L'analyse de variance a révélé que le mode d'affectation des terres a un effet hautement significatif (Prob. < 0,05) sur la densité des individus adultes, le diamètre moyen et la hauteur moyenne de *B. costatum* (tableau III). Les densités moyennes des plantules, juvéniles et jeunes arbres et la surface terrière moyenne

ne varient pas significativement en fonction des modes d'utilisation des terres (Prob. > 0,05).

Les relations allométriques établies pour tous les modes d'affectation des terres sont des relations logarithmiques très hautement significatives au seuil de 5 % (Prob. < 0,05 ; tableau IV). L'affectation des terres a un effet marginal sur les différents modèles allométriques établis (Prob. = 0,079 ; tableau V ; figure 2).

Structures en diamètre de *B. costatum*

Les structures en diamètre des peuplements de *B. costatum* pour chaque mode d'affectation des terres montrent

Tableau V.

Effet de l'affectation des terres sur les modèles allométriques : résultats de l'analyse de la covariance.

Effect of land use on allometric models: results of analysis of covariance.

Paramètres	DL	Somme quadratique	Moyenne quadratique	F	Pr (> F)
ln(dbh)	1	10,16	10,16	888,8	< 0,010
Affectation des terres	3	0,76	0,25	22,4	< 0,010
ln(dbh) : affectation des terres	3	0,08	0,03	2,3	0,079
Résiduels	475	5,43	0,01		

DL : degré de liberté ; dbh : diamètre à hauteur de poitrine ; Pr : probabilité ; F : statistique de Fisher.

un coefficient d'asymétrie positif (figure 3). Les distributions en diamètre présentent ainsi une structure à asymétrie gauche indiquant une prédominance des individus de faibles diamètres et une faible proportion d'individus de grands diamètres.

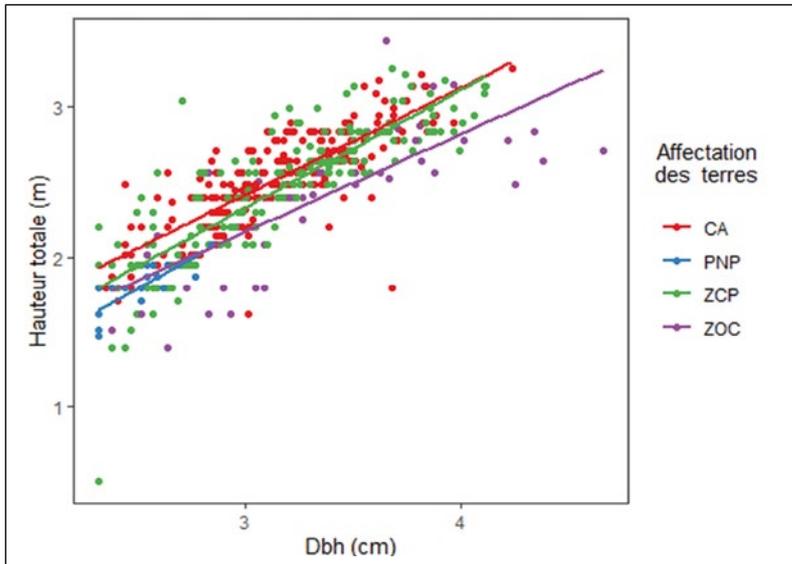


Figure 2.

Variation de la relation allométrique entre affectations des terres. ZOC : zone d'occupation contrôlée ; ZCP : zone cynégétique de la Pendjari ; CA : chaîne de l'Atacora ; PNP : Parc national de la Pendjari. Sur la figure, le diamètre et la hauteur sont sur une échelle logarithmique.
Variation in the allometric relationship between land uses. ZOC: controlled occupancy area; ZCP: cynegetic area of la Pendjari; CA: Atacora chain; PNP: Pendjari National Park. Diameter and height are expressed on a logarithmic scale.

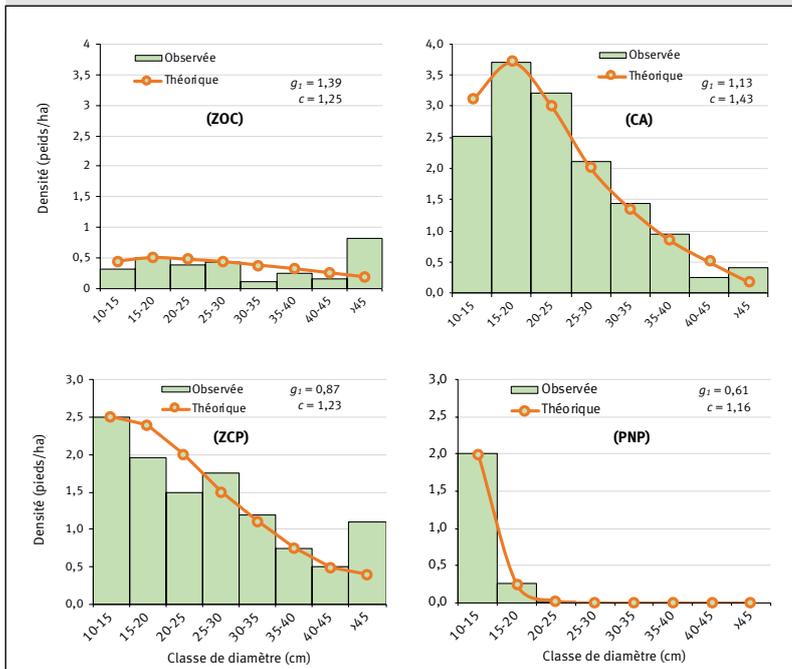


Figure 3.

Structure en diamètre des populations de *Bombax costatum* suivant les modes d'affectation des terres. ZOC : zone d'occupation contrôlée ; ZCP : zone cynégétique de la Pendjari ; CA : chaîne de l'Atacora ; PNP : Parc national de la Pendjari.

Diameter structure of *Bombax costatum* populations according to land use patterns. ZOC: controlled occupancy area; ZCP: cynegetic area of la Pendjari; CA: Atacora chain; PNP: Pendjari National Park.

Types morphologiques et états phénologiques de *B. costatum*

L'analyse log-linéaire effectuée sur chaque type morphologique, en relation avec les modes d'affectation des terres et le stade de développement de l'arbre, a permis de conclure que les caractéristiques morphologiques dépendent du stade de développement et des modes d'affectation des terres (Prob. < 0,05). La majorité des individus de *B. costatum* de la chaîne de l'Atacora, du Parc national de la Pendjari et de la zone d'occupation contrôlée présentent des écorces rugueuses (figure 4a ; photo 2a). Cependant, dans la zone cynégétique de la Pendjari, la majorité des individus ont une écorce épineuse (figure 4a ; photo 2b). À chaque stade de son développement, l'espèce présente les trois aspects de l'écorce mais dans différentes proportions (figure 4b). La couleur des fleurs des arbres de *B. costatum* est majoritairement rose au sein de la chaîne de l'Atacora et de la zone cynégétique de la Pendjari, tandis qu'elle est majoritairement jaune-orange dans le Parc national de la Pendjari et la zone d'occupation contrôlée (figure 4c).

Le test d'indépendance χ^2 de Pearson a montré que l'état phénologique de l'espèce dépend significativement du mode d'affectation des terres (Prob. = 0,02). La majorité des individus sont en fructification au sein de la chaîne de l'Atacora et de la zone cynégétique de la Pendjari, alors qu'ils sont davantage en floraison dans la zone d'occupation contrôlée et le Parc national de la Pendjari (figure 4d).

Discussion

Influence des modes d'affectation des terres sur les caractéristiques structurales de *B. costatum*

Dans la présente étude, nous avons investigué la structure des populations de *B. costatum* en relation avec quatre modes d'affectation des terres dans la zone soudanienne du Bénin. Les résultats ont montré que *B. costatum* présente une faible densité dans le Parc national de la Pendjari et une forte densité dans la chaîne de l'Atacora (adultes et plantules) et dans la zone cynégétique de la Pendjari (juvéniles et jeunes plantes). Cela pourrait être dû à une surexploitation de l'espèce à l'intérieur du parc avant que des mesures de surveillance et de conservation soient prises. En effet, la faible densité d'adultes et de plantules observée dans le Parc national de la Pendjari se justifierait par l'occupation du parc jadis par l'ethnie des Gourmanchés, qui seraient les principaux utilisateurs de l'espèce compte tenu de ses multiples usages ethnobotaniques (Assogba *et al.*, 2017). De plus,



Photos 2.
 Aspects physiques des écorces.
Physical aspects of barks.
 Photos G. A. Assogba.

cette faible densité serait due à la composition chimique du sol ne favorisant pas les différents stades de développement de l'espèce (plantules, juvéniles et adultes). En effet, la composition chimique du sol influence la densité des peuplements forestiers en agissant sur les processus tels que la compétition interindividuelle et la sylvigénèse (Freycon *et al.*, 2003). La quasi-absence de juvéniles et de jeunes arbres dans le Parc national de la Pendjari pourrait également s'expliquer par le piétinement des gros mammifères tels que les éléphants.

L'abondance relativement plus élevée de l'espèce dans les parcs agroforestiers comparée à la réserve pour-

y serait liée au relief et au niveau de fertilité du sol, car l'espèce est fréquemment retrouvée sur les collines, les zones de croûtes latéritiques, dans les savanes boisées et forêts claires sahélo-soudaniennes (Belem *et al.*, 2008), où elle présente un système racinaire horizontal lui permettant de mieux profiter des fissures existant dans ces types de relief. Cette forte densité de l'espèce pourrait également s'expliquer par l'éventualité d'une pollinisation de l'espèce par quelques animaux, en l'occurrence la chauve-souris qui loge dans les grottes et les habitats isolés. Les activités anthropiques à effets destructeurs, comme l'agriculture, la transhumance, etc., ne sont prati-

cables qu'au bas de la chaîne de l'Atacora. Par conséquent, les individus de *B. costatum* sont moins menacés en général sur la chaîne de l'Atacora. Des conclusions similaires sont rapportées par Kanté et Defoer (1995) et Coulibaly *et al.* (1997), qui ont indiqué que *Detarium microcarpum* est aussi fortement présente sur les sols gravillonnaires au Mali. D'autre part, ces résultats pourraient être liés à une compétition interspécifique plus élevée au sein du noyau du Parc national de la Pendjari, laquelle est artificiellement supprimée dans les parcs agroforestiers par une préservation sélective des espèces utiles aux communautés locales. En effet, les arbres se développent normalement dans les formations ouvertes comme la zone cynégétique de la Pendjari et la chaîne de l'Atacora. De tels résultats ont été mentionnés pour d'autres espèces agroforestières telles que *Quercus ilex* L. (Pulido *et al.*, 2001) et *Tamarindus indica* L. (Fandohan *et al.*, 2010). Les résultats ont également révélé que la régénération naturelle est plus importante dans la zone cynégétique de la Pendjari et la chaîne de l'Atacora que dans le Parc national de la Pendjari et la zone d'occupation contrôlée. *B. costatum* ne supporte pas la pression des

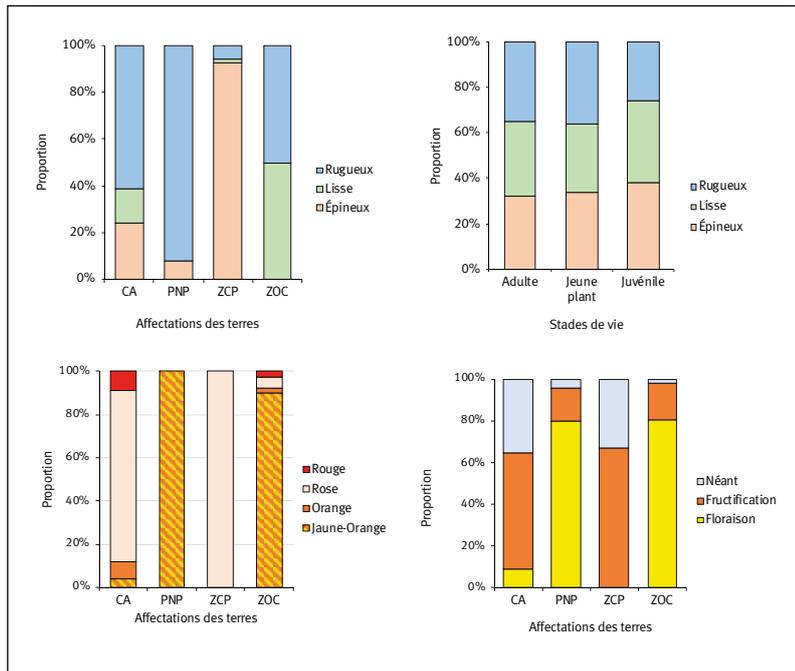


Figure 4.
 (a) Aspect physique de l'écorce suivant les modes d'affectation des terres. (b) Aspect physique de l'écorce suivant les stades de développement des individus de *Bombax costatum*. (c) Couleur des fleurs des individus de *B. costatum* suivant les modes d'utilisation des terres. (d) État phénologique de *B. costatum* suivant les modes d'affectation des terres. ZOC : zone d'occupation contrôlée ; ZCP : zone cynégétique de la Pendjari ; CA : chaîne de l'Atacora ; PNP : Parc national de la Pendjari.
 (a) *Physical aspect of the bark according to land use patterns.* (b) *Physical aspect of bark according to developmental stages of Bombax costatum individuals.* (c) *Flower colour of B. costatum individuals according to land use patterns.* (d) *Phenological stage of B. costatum according to land use.* ZOC: controlled occupancy area; ZCP: cynegetic area of la Pendjari; CA: Atacora chain; PNP: Pendjari National Park.

cultures, ce qui pourrait expliquer, d'une part, la forte densité de la régénération sur la chaîne de l'Atacora et la zone cynégétique de la Pendjari, qui sont des zones où l'agriculture n'est pas une activité dominante, et, d'autre part, la faible densité de la régénération dans la zone d'occupation contrôlée qui est une zone dans laquelle les activités agricoles sont autorisées. Des investigations sur la dynamique de la régénération ligneuse durant la phase de culture au Sénégal (Faye *et al.*, 2003) ont montré que la densité de souches, de repousses issues de graines et de drageons de *B. costatum* diminue significativement en fonction du temps de culture.

Les paramètres dendrométriques tels que le diamètre moyen, la hauteur moyenne des individus de *B. costatum* et la densité des arbres adultes sont significativement influencés par le mode d'affectation des terres. Cette influence confirme notre hypothèse et s'expliquerait par le fait que, dans les formations ouvertes, l'espèce dispose plus aisément des éléments favorables à son développement normal. De plus, cette différence significative pourrait résulter de l'effet de la composition biophysique du sol (caractères rocheux de la chaîne de l'Atacora, gravillonnaire de la zone d'occupation contrôlée et la zone cynégétique de la Pendjari). Les différences observées entre les paramètres dendrométriques seraient également dues aux variations climatiques, au degré d'influence des pressions anthropiques, et au comportement reproductif de l'espèce suivant chaque mode d'affectation des terres. La surface terrière ne varie pas significativement selon les modes d'affectation des terres. Ce paramètre qui est lié au diamètre moyen devrait être également influencé par les modes d'affectation des terres, comme notifié par Bonou *et al.* (2009). Ainsi, l'influence d'autres facteurs externes est mise en évidence, notamment celle des pressions anthropiques, des conditions climatiques et des types de sols de la RBP. Il existe une relation allométrique logarithmique entre la hauteur et le diamètre de l'espèce dans tous les modes d'affectation des terres. Cela implique que le modèle de croissance de l'espèce est le même pour tous les modes d'affectation des terres, malgré les différences significatives observées pour le diamètre moyen et la hauteur moyenne (Archibald et Bond, 2003). Les populations de *B. costatum* ont présenté pour la plupart des distributions en diamètre en forme de « J renversé » indiquant que les structures présentent une asymétrie gauche caractéristique des peuplements à prédominance d'individus de faibles diamètres (Husch *et al.*, 2003). De plus les structures des populations de la zone d'occupation contrôlée, la chaîne de l'Atacora et la zone cynégétique de la Pendjari sont plus stables que celles des populations du Parc national de la Pendjari. Cette variation de la stabilité des populations de *B. costatum* pourrait s'expliquer par le fait que l'occupation et les activités de chasse sont contrôlées dans ces zones. Ce qui serait à l'origine de cette stabilisation progressive des populations de l'espèce, en l'occurrence au sein de la zone d'occupation contrôlée où diverses activités anthropiques sont autorisées.

Influence des modes d'affectation des terres sur les types morphologiques et la phénologie de *B. costatum*

L'analyse de la variation des types morphologiques suivant les modes d'affectation des terres et le stade de développement de *B. costatum* confirme également l'hypothèse qui stipule une différence significative des types morphologiques des individus de *B. costatum* suivant les différents modes d'affectation des terres et le stade de développement de l'espèce. La variation des types observée selon les différents modes d'affectation des terres expliquerait une adaptation écologique et physiologique de l'espèce aux conditions climatiques et édaphiques et sa résistance aux éventuelles menaces, en l'occurrence les feux de végétation et l'attaque des insectes. L'adaptation aux conditions climatiques et édaphiques de plusieurs espèces forestières a été déjà démontrée, comme par exemple celle de *Azelia africana* Sm. ex Pers. dans les forêts africaines (Donkpegan *et al.*, 2014). Les différences observées entre l'aspect de l'écorce et la couleur des fleurs pourraient être aussi d'origine génétique. Autrement dit, une variation génétique au sein des populations de *B. costatum* expliquerait les différences observées entre les types morphologiques, comme l'ont noté Assogbadjo *et al.* (2005) pour le baobab (*Adansonia digitata* L.). La majorité des individus sont en fructification dans la chaîne de l'Atacora et la zone cynégétique de la Pendjari, alors qu'ils sont plus en floraison dans la zone d'occupation contrôlée et le Parc national de la Pendjari. Cette différence observée entre les états phénologiques de l'espèce pourrait être liée à la différence entre les niveaux de pressions anthropiques subis par l'espèce et les types de sols qui diffèrent d'un mode d'affectation des terres à un autre.

Conclusion

La présente étude a investigué la variation de la structure des peuplements de *Bombax costatum* suivant les différents modes d'affectation dans la Réserve de biosphère de la Pendjari dans le Nord-Ouest-Bénin. Les résultats ont montré l'influence significative des modes d'affectation des terres sur les caractéristiques dendrométriques, les types morphologiques et les états phénologiques. La relation allométrique existant entre la hauteur et le diamètre a été établie par une régression logarithmique suivant les modes d'affectation des terres. Les structures en diamètre de *B. costatum* ont révélé des peuplements généralement composés d'individus de faibles diamètres. Il ressort par conséquent que l'espèce a un potentiel semencier qui assure sa pérennisation, mais une utilisation contrôlée est nécessaire pour sa conservation durable. Des mesures devront être prises pour le suivi de la croissance des jeunes arbres et pour le maintien et la protection des arbres adultes. Une étude approfondie sur les caractéristiques et les types morphologiques de l'espèce durant toute une année s'avère indispensable pour mieux apprécier la biologie et l'écologie de l'espèce. Aussi une étude quantitative des niveaux de pressions anthropiques que subit l'espèce pour chaque mode d'affectation des terres

permettra-t-elle de mieux comprendre l'influence des modes d'affectation sur la morphologie et la phénologie de l'espèce.

Remerciements

Nous remercions l'Organisation pour les femmes en sciences des pays en développement (OWSD) pour le financement accordé à G. A. Assogba (OWSD Postgraduate Fellowship Programme Fund Reservation No. 3240287263), la Fondation Alexander-von-Humboldt pour les financements pour la recherche (n° 3.4-RKS-BEN/1155509) et pour l'équipement (n° 3.6-BEN/1155509) accordés à A. B. Fandohan, enfin l'African-German Network of Excellence in Science (AGNES) pour avoir accordé une subvention pour chercheur junior à K. V. Salako.

Références

- Akoègninou A., van der Burg W. J., van der Maesen L. J. G. (éds), 2006. Flore analytique du Bénin. Leiden, Pays-Bas, Backhuys Publishers (Wageningen Agricultural University papers, No. 06.2), 1 035 p.
- Arbonnier M., 2002. Arbres, arbustes et lianes des zones sèches d'Afrique de l'Ouest. 2^e édition. CIRAD, MNHN, 573 p.
- Archibald S., Bond W. J., 2003. Growing tall vs growing wide: tree architecture and allometry of *Acacia karroo* in forest, savanna, and arid environments. *Oikos*, 102: 3-14. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2003.12181.x>
- Assogba G. A., Fandohan A. B., Salako V. K., Assogbadjo A. E., 2017. Usages de *Bombax costatum* (Malvaceae) dans les terroirs riverains de la Réserve de biosphère de la Pendjari, République du Bénin. *Bois et Forêts des Tropiques*, 333 (3) : 17-33. <https://doi.org/10.19182/bft2017.333.a31465>
- Assogbadjo A. E., 2006. Socio-economic importance and study of the ecological, morphological, genetic and biochemical variability of Baobab (*Adansonia Digitata* L.) in Benin. Thèse de doctorat, Université de Ghent, Belgique. <https://doi.org/10.21825/af.v19i1.17735>
- Assogbadjo A. E., De Caluwé E., Sinsin B., Codjia J.-C. T., Van Damme P., 2006. Indigenous knowledge of rural people and importance of baobab tree (*Adansonia digitata* L.) in Benin. *In*: Füsün Ertug Z. (ed.). Proceedings of the fourth International Congress of Ethnobotany (ICEB 2005), 21-26 August 2005. Istanbul, Turkey, Ege Yayinlari, 39-47.
- Assogbadjo A. E., Sinsin B., Van Damme P., 2005. Caractères morphologiques et production des capsules de baobab (*Adansonia digitata* L.) au Bénin. *Fruits*, 60 : 327-340. <https://doi.org/10.1051/fruits:2005039>
- Belem B., Boussim I. J., Bellefontaine R., Guinko S., 2008. Stimulation du drageonnage de *Bombax costatum* par blessure des racines au Burkina Faso. *Bois et Forêts des Tropiques*, 295 (1) : 71-79. <https://revues.cirad.fr/index.php/BFT/article/view/20394>
- Belem B., Nacoulma B. M. I., Gbangou R., Kambou S., Hansen H. H., Gausset Q., et al., 2007. Use of Non Wood Forest Products by local people bordering the "Parc National Kaboré Tambi", Burkina Faso. *Journal of Transdisciplinary Environmental Studies*, 6 (1): 1-21.
- Bendel R. B., Carlin B. P., 1988. Parametric relationships among the skewness coefficient, the coefficient of variation and the Gini coefficient for common distributions. Department of Statistics, University of Connecticut, USA, Technical Report 88-15.
- Bonou W., Glèlè Kakaï R., Assogbadjo A. E., Fonton H. N., Sinsin B., 2009. Characterisation of *Azzeria africana* Sm. habitat in the Lama Forest reserve of Benin. *Forest Ecology and Management*, 258 (7): 1084-1092. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.05.032>
- Coulibaly A., Hilhorst T., Konaté A., Sanogo A. K., Coulibaly M.-B., 1997. Diagnostic participatif sur la zone sylvo-pastorale de Sougoula. Projet de recherche aménagement et gestion simplifiés des ressources sylvo-pastorales des terroirs villageois. Cercle de Sikasso. CRRRA Sikasso, Mali, 31 p.
- Cunningham A. B., Mbenkum F. T., 1993. Sustainability of harvesting *Prunus africana* Bark in Cameroun: A medicinal plant in international trade. Paris, France, UNESCO, Division of Ecological Sciences, People Plants Working Papers 2, 11-46.
- Djossa B. A., Wiegand T., Ayihouenou B. E., Kalko E. K., Sinsin B. A., 2008. Land use impact on *Vitellaria paradoxa* C.F. Gaerten. stand structure and distribution patterns: a comparison of Biosphere Reserve of Pendjari in Atacora district in Benin. *Agroforestry Systems*, 72: 205-220. <https://doi.org/10.1007/s10457-007-9097-y>
- Donkpegan A. S. L., Hardy O. J., Lejeune P., Oumorou M., Daïnou K., Doucet J.-L., 2014. Un complexe d'espèces d'*Azzeria* des forêts africaines d'intérêt économique et écologique (synthèse bibliographique). *Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement*, 18 (2) : 233-246.
- Fandohan B., 2006. Abondance et structure des peuplements de sept essences ligneuses médicinales dans la forêt classée de Wari-Marou (Région des Monts-Koufè). Mémoire d'ingénieur agronome, Université d'Abomey-Calavi, Bénin.
- Fandohan A. B., Assogbadjo A. E., Glèlè Kakaï R. L., Sinsin B., Van Damme P., 2010. Impact of habitat type on the conservation status of tamarind (*Tamarindus indica* L.) populations in the W National Park of Benin. *Fruits*, 65: 11-19. <https://doi.org/10.1051/fruits/2009037>
- Faye E. H., Masse D., Diatta M., 2003. Dynamique de la régénération ligneuse durant la phase de culture dans un système de culture semi-permanente du sud du Sénégal. *In* : Jamin J. Y., Seiny Boukar L., Floret C. (éds) *Savanes*

africaines : des espaces en mutation, des acteurs face à de nouveaux défis. Actes du colloque, mai 2002, Garoua, Cameroun. N'Djamena, Tchad, Prasac, Montpellier, France, Cirad.

Freycon V., Sabatier D., Paget D., Ferry B., 2003. Influence du sol sur la végétation arborescente en forêt guyanaise : état des connaissances. *Revue Forestière Française*, 55 : 60-73. <http://dx.doi.org/10.4267/2042/5787>

Glèlè Kakaï R., Sinsin B., Palm R., 2008. Modélisation et interprétation des structures en diamètre et en hauteur des peuplements forestiers. *Agronomie Africaine*, 20 (2) : 1-11.

Husch B., Beers T. W., Kershaw Jr. J. A., 2003. *Forest Mensuration*. 4th edition. Hoboken, NJ, USA, John Wiley, 456 p.

Kanté S., Defoer T., 1995. Comment les paysans classent et gèrent leur terre ? *Cahiers de la Recherche-Développement*, 42 (Dossier stratégies paysannes et dynamiques foncières) : 45-61.

Larwanou M., Moustapha A. M., Rabe M. L., Iro D., 2012. Contribution de la Régénération Naturelle Assistée des ligneux dans l'approvisionnement en bois des ménages dans le département de Magaria (Niger). *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 6 (1) : 24-36. <https://doi.org/10.4314/ijbcs.v6i1.3>

Lykke A. M., Mertz O., Ganaba S., 2002. Food consumption in rural Burkina Faso. *Ecology of Food and Nutrition*, 41: 119-153. <https://doi.org/10.1080/03670240214492>

Mertz O., Lykke A. M., Reenberg A., 2001. Importance and seasonality of vegetable consumption and marketing in Burkina Faso. *Economic Botany*, 55 (2): 276-289.

Nago S. G. A., Amahowe O. I., Zannou O., Houessou L. G., Ahononga F., N'Séra P., *et al.*, 2016. Diversité, abondance et densité des populations de faune dans la Réserve de Biosphère de la Pendjari (Nord Bénin). *Annales de l'Université de Parakou*, 6 (1) : 10-25.

Orwa C., Mutua A., Kindt R., Jamnadass R., Anthony S., 2010. *Agroforestry Database: a tree reference and selection guide version 4.0*. <http://outputs.worldagroforestry.org/cgi-bin/koha/opac-detail.pl?biblionumber=37111>

Ouédraogo I., Nacoulma B. M. I., Ouédraogo O., Hahn K., Thiombiano A., 2014. Productivité et valeur économique des calices de *Bombax costatum* Pellegr. & Vuillet en zone soudanienne du Burkina Faso. *Bois et Forêts des Tropiques*, 319 (1) : 31-41. <https://doi.org/10.19182/bft2014.319.a20550>

Oyen L. P. A., 2011. *Bombax costatum* Pellegr. & Vuillet. Record from PROTA4U. Brink M., Achigan-Dako E. G. (éds). PROTA (Plant Resources of Tropical Africa/Ressources végétales de l'Afrique tropicale), Wageningen, Netherlands. <https://prota4u.org/database/search.asp>

Pulido F. J., Diaz M., de Trucios S. J. H., 2001. Size structure and regeneration of Spanish holm oak *Quercus ilex* forests

and dehesas: effects of agroforestry use on their long-term sustainability. *Forest Ecology and Management*, 146: 1-13. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00443-6](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00443-6)

Robyns A., 1957. Le genre *Bombax* en Afrique Tropicale. *Bulletin du Jardin Botanique de l'État à Bruxelles*, 27 (4) : 655-668. <https://doi.org/10.2307/3666892>

Rondeux J., 1999. *La mesure des arbres et des peuplements forestiers*. 2^e édition. Presses Agronomiques de Gembloux, Belgique, 544 p.

Assogba *et al.* – Contribution des auteurs

Rôle du contributeur	Noms des auteurs
Conceptualisation	G. A. Assogba, A. B. Fandohan, K. V. Salako
Gestion des données	G. A. Assogba, K. Gandji, K. V. Salako
Analyse formelle	G. A. Assogba, K. Gandji, K. V. Salako
Acquisition du financement	G. A. Assogba, A. B. Fandohan, K. V. Salako
Enquête et investigation	G. A. Assogba
Méthodologie	G. A. Assogba, K. Gandji, K. V. Salako, A. B. Fandohan, A. E. Assogbadjo
Gestion de projet	A. B. Fandohan, A. E. Assogbadjo
Ressources	V.K. Salako, A. B. Fandohan, A. E. Assogbadjo
Logiciels	G. A. Assogba, K. Gandji, K. V. Salako
Supervision	A.E. Assogbadjo
Validation	A. B. Fandohan, A. Adomou, A. E. Assogbadjo
Visualisation	G. A. Assogba, K. Gandji, K. V. Salako
Écriture – Préparation de l'ébauche originale	G. A. Assogba, A. B. Fandohan, A. E. Assogbadjo
Écriture – Révision et édition	A. B. Fandohan, A. Adomou, A. E. Assogbadjo

Bois et Forêts des Tropiques - Revue scientifique du Cirad -
© Bois et Forêts des Tropiques © Cirad



Cirad - Campus international de Baillarguet, 34398 Montpellier
Cedex 5, France - Contact : bft@cirad.fr - ISSN : L-0006-579X

Étude des propriétés technologiques d'un composite bois-plastique élaboré au Bénin

Togbé Armel AMADJI¹
Edmond Codjo ADJOVI²
Jean GÉRARD^{3,4}
Jonathan BARÉS⁵
Vincent HUON⁵

¹ Université d'Abomey-Calavi
Laboratoire d'énergétique et de
mécanique appliquée (LEMA)
01 BP 2009
Cotonou
Bénin

² École Nationale Supérieure des Travaux
Publics
Université nationale des sciences,
technologies, ingénierie et
mathématique d'Abomey
BP 2282, Goho
Abomey
Bénin

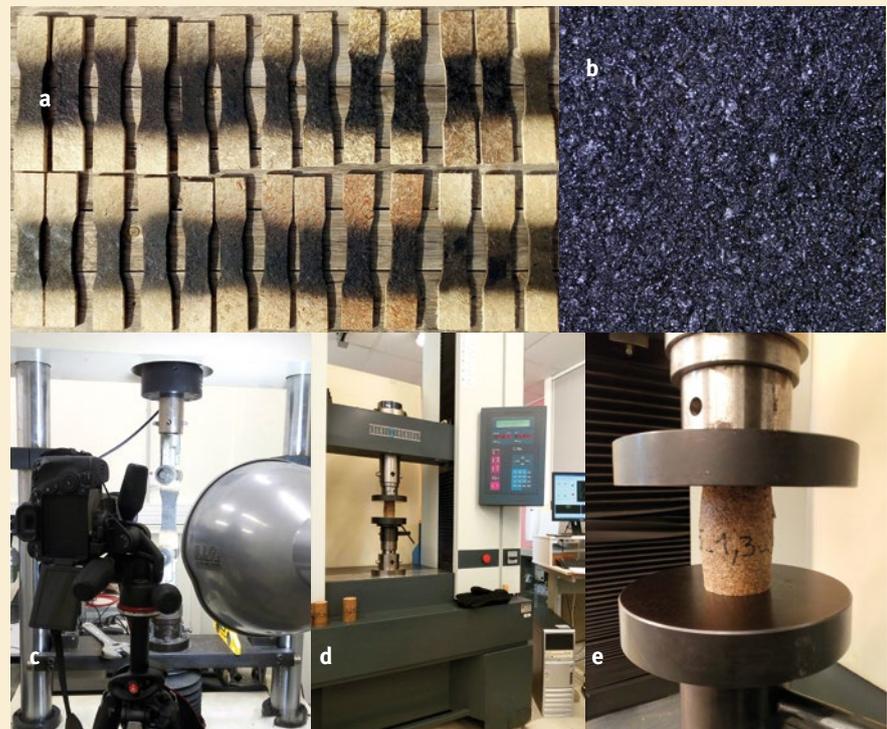
³ CIRAD
UPR BioWooEB
34398 Montpellier
France

⁴ BioWooEB
Univ Montpellier, CIRAD
Montpellier
France

⁵ LMGC
Univ Montpellier
CNRS
Montpellier
France

Auteur correspondant /
Corresponding author:

Jean GÉRARD - jean.gerard@cirad.fr



Photos 1.

Essais mécaniques : a) Éprouvettes de traction avec mouchetis (échelle 1 : 8) ; b) Distribution des points sur la surface d'observation avec mouchetis (échelle 1 : 1) ; c) Montage d'essai de traction ; d) Montage d'essai de compression ; e) Mode de déformation des éprouvettes de compression.

Mechanical tests: a) Tensile test specimen with speckles (scale 1:8); b) Distribution of points on the observation surface with speckles (scale 1:1); c) Tensile test set-up; d) Compression test set-up; e) Deformation mode of compression specimens.

Doi : 10.19182/bft2021.348.a36750 – Droit d'auteur © 2021, Bois et Forêts des Tropiques – © Cirad – Date de soumission : 19 septembre 2020 ; date d'acceptation : 12 février 2021 ; date de publication : 18 juin 2021.



Licence Creative Commons :
Attribution - 4.0 International.
Attribution-4.0 International (CC BY 4.0)

Citer l'article / To cite the article

Amadji T. A., Adjovi E. C., Gérard J., Barés J., Huon V., 2021. Étude des propriétés technologiques d'un composite bois-plastique élaboré au Bénin. Bois et Forêts des Tropiques, 348 : 49-63.
Doi : <https://doi.org/10.19182/bft2021.348.a36750>

RÉSUMÉ

Étude des propriétés technologiques d'un composite bois-plastique élaboré au Bénin

Au Bénin, les déchets issus de la transformation du bois sont très insuffisamment valorisés dans une perspective de réutilisation par l'industrie du bois. Les technologies de transformation de ces produits connexes, économiquement accessibles aux populations des pays en développement, constituent un domaine très peu abordé dans la littérature internationale. Dans le présent travail, un matériau constitué d'un mélange de sciure de bois de teck et de pâte de polystyrène recyclés, suivant une technologie simple à mettre en œuvre et de type *low-tech*, a été caractérisé. Les résultats obtenus ont montré que les propriétés du composite varient significativement avec la granulométrie de la sciure utilisée. La masse volumique apparente du matériau est comprise entre 686 et 826 kg/m³, son taux d'absorption d'eau est inférieur à 15 % et son taux de gonflement en épaisseur est inférieur à 5 % après 24 heures d'immersion. Une corrélation élevée a été observée entre ses propriétés physiques et sa porosité qui varie entre 34 et 43 % suivant la granulométrie des sciures de bois utilisées. Le composite présente un module d'élasticité en traction compris entre 582 et 1 057 MPa, une résistance en traction comprise entre 2 et 3 MPa et un coefficient de Poisson variant de 0,14 à 0,24. En compression, son module d'élasticité varie entre 270 et 470 MPa et sa résistance entre 6 et 9 MPa. Une mise en œuvre du composite ainsi élaboré peut être envisagée en substitution du bois pour des éléments faiblement chargés comme des pièces de coffrage de construction légère.

Mots-clés : déchets de bois, polystyrène, recyclage, matériau composite, propriétés physiques, propriétés mécaniques, Bénin.

ABSTRACT

Study of the technological properties of a wood-plastic composite developed in Benin

In Benin, very little reuse of waste from timber processing occurs within the wood industry. Few studies in the international literature address technologies for processing these by-products that are economically accessible to populations in developing countries. In this study, the aim was to characterise a material made of teak sawdust mixed with recycled polystyrene pulp using an easily implemented low-tech technology. Our results show that the properties of this composite material vary significantly with the grain size of the sawdust used. The material's bulk density ranges from 686 to 826 kg/m³, the moisture absorption rate is below 15% and thickness swell is below 5% after soaking for 24 hours. A high correlation was observed between its physical properties and its porosity, which varies from 34-43% depending on the grain size of the sawdust used. The composite material has a tensile modulus of elasticity ranging from 582 to 1057 MPa, tensile strength from 2 to 3 MPa and a Poisson coefficient ranging from 0.14-0.24. The compression modulus of elasticity ranges from 270-470 MPa and compressive strength from 6 to 9 MPa. This composite material can thus be considered for use as a wood substitute for non-load-bearing products such as shuttering for light construction.

Keywords: wood waste, polystyrene, recycling, composite material, physical properties, mechanical properties, Benin.

RESUMEN

Estudio de las propiedades tecnológicas de un composite de madera y plástico fabricado en Benín

En Benín, los residuos de la transformación de la madera no se recuperan suficientemente para reutilizarse en la industria maderera. Las tecnologías para el procesamiento de estos productos connexos, que son económicamente accesibles para la población de los países en desarrollo, han recibido muy poca atención en la literatura internacional. En el presente trabajo se caracterizó un material consistente en una mezcla de serrín de teca reciclado y pasta de poliestireno reciclada mediante una tecnología sencilla de aplicar y accesible para todos (*low-tech*). Los resultados mostraron que las propiedades del composite varían significativamente con la granulometría del serrín utilizado. El material tiene una densidad aparente de 686 a 826 kg/m³, un índice de absorción de agua inferior al 15 % y un índice de hinchamiento del espesor inferior al 5 % tras 24 horas de inmersión. Se observó una elevada correlación entre sus propiedades físicas y su porosidad, que varía del 34 al 43 % según la granulometría del serrín utilizado. El composite tiene un módulo de elasticidad de tracción entre 582 y 1057 MPa, una resistencia a la tracción entre 2 y 3 MPa y un coeficiente de Poisson entre 0,14 y 0,24. En compresión, su módulo de elasticidad varía entre 270 y 470 MPa y su resistencia entre 6 y 9 MPa. El composite puede utilizarse como sustituto de la madera para elementos con poca carga, como las piezas de encofrado en la construcción ligera.

Palabras clave: residuos de madera, poliestireno, reciclaje, material composite, propiedades físicas, propiedades mecánicas, Benín.

Introduction

Dans les pays en développement (PED), d'importantes quantités de déchets sont générées au cours de la transformation du bois. Le plus souvent, cette production de déchets est due non seulement à l'utilisation d'équipements non adaptés ou trop vétustes mais également à l'absence de maîtrise des techniques de transformation du bois par les opérateurs de la filière (Sales, 2003). Ces pertes touchent aussi bien l'industrie du bois que la production forestière en amont.

Au Bénin, les déchets de la transformation du bois sont très insuffisamment valorisés. Plus de 4 500 tonnes de sciures sont produites chaque année dans le pays (Chanhoun *et al.*, 2018). La quasi-totalité est utilisée par les populations locales comme source d'énergie, comme composant d'assainissement dans le secteur avicole, ou bien abandonnée dans des décharges sauvages, contribuant ainsi à la pollution de l'environnement, notamment en milieu urbain. Ces déchets ne sont donc pas valorisés dans des conditions économiquement satisfaisantes, dans une perspective de réutilisation par l'industrie du bois. Les technologies de transformation des produits connexes de l'industrie du bois à la portée des populations des PED constituent un domaine très peu abordé dans la littérature internationale. Les technologies étudiées et proposées aujourd'hui impliquent l'utilisation de liants fabriqués dans les pays développés. Ces liants ont un coût élevé, leur approvisionnement est souvent aléatoire, et ils sont difficilement utilisables de façon rentable par les opérateurs locaux. Est-il envisageable de mettre au point et de développer des procédés de type *low-tech* accessibles aux PME et TPE locales, pour transformer et valoriser ces déchets ?

Parallèlement, le Bénin est aussi confronté à un problème majeur de gestion des déchets non biodégradables. Les décharges du pays reçoivent chaque année plus de 120 000 tonnes de plastiques de différents types (UEMOA, 2013) dont le polystyrène expansé d'emballage, provenant essentiellement des activités commerciales d'importation. Ce polystyrène est le troisième thermoplastique le plus utilisé dans le monde après le polyéthylène et le polypropylène (Abdel Mohsen, 2014).

Une valorisation simultanée des produits connexes de l'industrie du bois et des déchets de polystyrène serait envisageable pour obtenir des composites bois-plastique aux propriétés mécaniques et physiques adaptées pour une utilisation sous forme de matériaux destinés à différents types d'emplois intérieurs ou extérieurs.

De nombreux travaux scientifiques, qui ont parfois débouché sur des applications industrielles, ont porté sur la valorisation des produits connexes de l'industrie du bois. La fabrication de panneaux de particules ou de panneaux de fibres est un axe de valorisation majeur (Maldas *et al.*, 1988 ; Borsoi *et al.*, 2013 ; Chindaprasirt *et al.*, 2015 ; Taghiyari *et al.*, 2018), et différentes méthodes d'élabora-

tion de ces panneaux sont mises en œuvre. Les techniques d'extrusion (Flores-Hernández *et al.*, 2013), d'injection (Kuo *et al.*, 2009) et de thermoformage (Poletto *et al.*, 2011) ont été aussi étudiées. Cependant, comme mentionné précédemment, ces procédés restent peu accessibles aux PED du fait du coût des intrants et des technologies mises en œuvre.

Un itinéraire de valorisation de la sciure de bois, accessible à des opérateurs locaux et adapté aux réalités des conditions de transformation dans un contexte sous contraintes (Afrique subsaharienne, et Bénin en particulier), a été proposé par Agoua *et al.* (2013) pour élaborer un matériau de type composite. Cette technologie met en œuvre un liant à base de polystyrène d'emballage dissous dans un solvant pour fabriquer des panneaux de sciures de bois. Ce matériau est un composite bois-polystyrène (CBPo) constitué de 33 à 40 % de sciure de bois et de 60 à 67 % de colle de polystyrène expansé d'emballage (polystyrène dissous dans de l'essence selon le ratio [masse essence/masse PS = 1,8]). Cependant, il a été développé uniquement pour ses propriétés thermiques ; ses caractéristiques mécaniques et physiques ne sont pas connues, ce qui limite son utilisation en tant que produit d'ingénierie.

L'étude proposée porte sur la fabrication d'un CBPo et la détermination expérimentale de ses principales propriétés physiques et mécaniques, suivant un échantillonnage univarié (granulométrie). Cette étude s'inscrit dans une série de travaux consacrés à la maîtrise et à l'amélioration des propriétés du CBPo pour une utilisation comme matériau de construction. Les caractéristiques physiques évaluées sont les masses volumiques apparente et particulaire (ou de la matière), le taux d'absorption d'eau et le gonflement en épaisseur. La porosité du composite a été également déterminée ; elle a été évaluée en tant que paramètre lié au procédé de mise en forme utilisé (moulage par compression) et pouvant influencer les propriétés du CBPo. Le module de Young, le coefficient de Poisson et la contrainte maximum en traction et en compression sont les caractéristiques mécaniques étudiées.

Matériels et méthodes

Matériaux constitutifs de base

Le composé ligneux de base utilisé pour la fabrication du CBPo est de la sciure de bois de teck de plantation (*Tectona grandis* L. f.) obtenue auprès de l'Office national du bois (ONAB), la plus importante société de transformation du bois de teck en République du Bénin. Le choix du teck est lié à l'importance de cette essence au Bénin ; elle est largement plantée, exploitée et utilisée, pour son fort potentiel de transformation associé à sa forte valeur ajoutée (Atindogbé *et al.*, 2013). La courbe granulométrique de la

sciure (figure 1) montre qu'elle est constituée principalement, à plus de 90 %, de particules de taille comprise entre 0,16 mm et 2,5 mm. Quatre classes granulaires ont été distinguées pour l'étude (tableau I).

Avant d'être utilisées, les sciures ont été séchées en étuve à 103 ± 2 °C jusqu'à l'état anhydre (masse d'un échantillon variant de moins de 0,1 % entre deux pesées successives espacées de 2 heures), puis emballées afin de préserver leur état anhydre et se prémunir ainsi de l'effet défavorable de l'humidité à l'interface bois-plastique (Almusawi, 2017).

Le polystyrène expansé d'emballage (PSE) utilisé a été collecté dans les magasins de vente de motocycles et d'appareils électroménagers de la ville de Cotonou, et sur les décharges du centre Valdera de l'Université d'Abomey-Calavi. Il a été nettoyé manuellement de toutes ses impuretés, avec de l'eau savonneuse, puis rincé et séché au soleil. Il a ensuite été réduit à la main en fragments de moins de 5 cm de côté. De façon similaire aux expérimentations de Agoua *et al.* (2013), le polystyrène utilisé a été dissous dans de l'essence. La densité du polystyrène massif ainsi obtenu (non totalement solidifié, après 6 mois de désorption) est en moyenne de 0,91. L'essence utilisée est composée en moyenne de 20 à 30 % d'alcane, 5 % de cyclo-alcane, 30 à 45 % d'alcène, et 30 à 45 % d'hydrocarbures de la famille du benzène. Cette essence est issue du commerce de détail où elle est largement disponible à moindre coût ; elle est incolore et sa masse volumique à 15 °C est comprise entre 715 et 770 kg/m³.

Préparation du composite

La dissolution des morceaux de PSE dans l'essence a permis de fabriquer le liant (ou « colle ») qui va constituer la matrice du composite. Le ratio [masse essence/masse polystyrène] utilisé est de 1,22. Ce ratio avait été expérimentalement optimisé par Agoua *et al.* (2013). Il minimise la quantité d'essence, solvant volatil dont l'évaporation

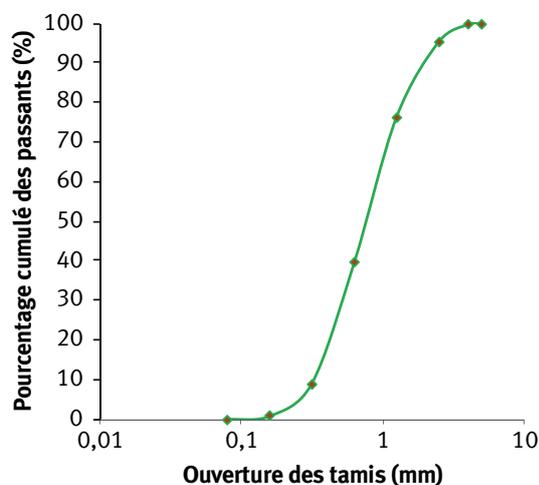


Figure 1.
Courbe granulométrique de la sciure utilisée.
Sieve curve of the sawdust used.

Tableau I.
Identification des échantillons.
Identification of samples.

Taille des particules (mm)	Ouverture du tamis (mm)	Code échantillon
$0,160 \leq t < 0,315$	0,160	Cg160
$0,315 \leq t < 0,630$	0,315	Cg315
$0,630 \leq t < 1,250$	0,630	Cg630
$1,250 \leq t < 2,500$	1,250	Cg1250

conditionne le temps de stabilisation et le durcissement du composite.

Le mélange colle de polystyrène - sciures a été réalisé à l'aide d'un malaxeur de marque Hobart afin de garantir l'homogénéité du composite. Le temps de mélange est de 90 secondes. Quatre échantillons ont été formulés sur la base de quatre classes granulaires différentes, Cg160, Cg315, Cg630 et Cg1250 (tableau I), avec une proportion massique de 40 % de particules de bois dans le composite. Le choix de cette proportion résulte d'essais préliminaires qui ont montré que le composite devenait moins homogène lorsque la proportion en particules de bois diminue, et moins intéressant mécaniquement quand cette proportion augmente.

Les mélanges à l'état foisonné sont étalés à l'air libre pendant 20 minutes afin de les rendre consistants, par volatilisation de l'essence, pour éviter les fuites de matière du moule pendant le moulage et permettre un démoulage sans colmatage. Les dimensions intérieures du moule sont de 571 mm x 148 mm x 40 mm.

Le moulage est effectué à l'aide d'une presse mécanique par compression à froid sous faible contrainte (5 MPa) afin de préserver l'intégrité des particules de bois et limiter les sollicitations exercées sur le moule. Cette contrainte est maintenue pendant 5 mn pour permettre une bonne distribution du composite dans le moule. Après démoulage, les quatre catégories de plaques d'épaisseur 10 mm obtenues, correspondant chacune à une classe granulaire, ont été séchées à l'air dans les conditions ambiantes pendant 30 jours, jusqu'à stabilisation de leur masse.

Mesure des masses volumiques et de la porosité des échantillons

Pour chaque échantillon, les trois caractéristiques suivantes ont été déterminées : masse volumique particulaire (ou masse volumique effective de la matière constitutive) ρ_p , masse volumique apparente ρ_b et porosité p . Six éprouvettes ont été utilisées par échantillon. La masse des éprouvettes a été déterminée à l'aide d'une balance digitale de type Mettler AE 160 de précision 0,0001 g.

La masse volumique particulaire ρ_p est le rapport entre la masse d'un échantillon et le volume de sa matière constitutive qui est le volume total de l'échantillon diminué du volume occupé par les pores. Le volume de la matière constitutive a été déterminé à l'aide d'un pycnomètre à déplacement de gaz (hélium), de type AccuPyc II 1340, équipé d'une cellule pour échantillon de 10 cm³. Cet appareil ne permet pas d'accéder aux porosités fermées donc ne permet pas de déterminer des densités absolues. Les éprouvettes ont été préalablement déshumidifiées dans un dessiccateur à silica-gel. Pour chaque éprouvette, 20 cycles de mesure du volume ont été réalisés.

La masse volumique apparente ρ_b est le rapport entre la masse de l'échantillon et son volume total (ou volume d'enveloppe) qui a été déterminé par la méthode de la double pesée (utilisation du principe de la poussée d'Archimède) : ce volume est déterminé par le poids du volume d'eau déplacé lors de l'immersion d'une éprouvette dans un bécher rempli d'eau pesé avant et après l'immersion.

La porosité d'un matériau exprime la proportion de vides qu'il contient par rapport à son volume total. Elle est donc égale à la différence relative des masses volumiques apparente et particulaire. Pour les éprouvettes de chaque échantillon, la porosité p (en pourcentage) a été calculée suivant la formule :

$$p(\%) = 100 \left(1 - \frac{\rho_b}{\rho_p} \right) \quad (\text{équation 1})$$

Les moyennes arithmétiques ont été déterminées et les écarts-types associés ont été calculés selon l'équation :

$$\Delta p = p \times \left[\left(\frac{\Delta \rho_b}{\rho_b} \right)^2 + \left(\frac{\rho_b \Delta \rho_p}{\rho_p^2} \right)^2 \right]^{1/2} \quad (\text{équation 2})$$

Mesure de l'absorption d'eau et du gonflement en épaisseur

L'absorption d'eau et le gonflement en épaisseur ont été déterminés selon la norme ASTM D 1037-12 (2012). Pour chaque échantillon, six éprouvettes de dimensions [152 x 152 mm² x épaisseur originale des plaques] ont été prélevées puis immergées dans de l'eau à une température de 20 ± 1 °C. Les masses, les dimensions et les volumes ont été déterminés après deux heures puis après 24 h. L'absorption (ou le gonflement) de chaque éprouvette est égale au rapport (en %) entre l'augmentation des grandeurs mesurées et leurs valeurs initiales.

Caractérisation des échantillons en traction

L'essai de traction a été réalisé suivant la norme ASTM D 1037-12 (2012). Six éprouvettes de dimensions normalisées ont été prélevées dans chaque catégorie de plaques (figure 2). Les échantillons ont été découpés à la scie circulaire, dans la direction transverse par rapport à la direction de pressage. L'essai a été effectué sur une machine de marque MTS pilotée en déplacement par un ordinateur qui enregistre l'évolution du chargement. La vitesse d'essai utilisée est de 4 mm/min.

Afin de déterminer les caractéristiques élastiques locales du matériau (module d'élasticité et coefficient de Poisson), une analyse du champ de déplacements a été effectuée par la méthode de corrélation d'images numériques. Cette méthode est simple à mettre en œuvre et relativement peu onéreuse (Claire *et al.*, 2003). À cet effet, un mouchetis de peinture (marqueur) blanc et noir a été déposé sur la face d'observation des éprouvettes (photo 1a) afin d'enrichir la texture naturelle (photo 1b). Le mouchetis est appliqué sur toutes les éprouvettes à l'exception des Cg160 dont la texture fine est suffisante pour analyser le champ de déplacements. Chaque éprouvette est montée sur la machine d'essai, éclairée par une lampe et photographiée toute les secondes à l'aide d'un appareil CANON (70D) de type Reflex (photo 1c). La détermination du champ de déplacements, le calcul du module d'élasticité et celui du coefficient de Poisson sont effectués à l'aide d'un programme informatique écrit avec le langage de programmation Python par le Laboratoire de mécanique et de génie civil de l'Université de Montpellier, France (Vu *et al.*, 2019).

La contrainte maximum est calculée selon la formule suivante :

$$\sigma_{t \max} = \frac{F_{t \max}}{e.l} \quad (\text{équation 3})$$

où $\sigma_{t \max}$ est la contrainte maximale à la traction en MPa, e est l'épaisseur de l'éprouvette en mm, l est la largeur de l'éprouvette en mm, $F_{t \max}$ est la charge maximale en N.

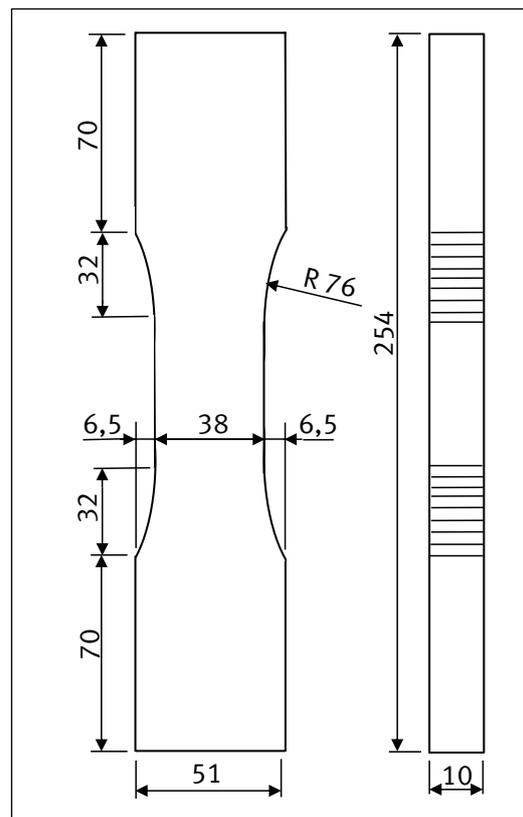


Figure 2.
 Schéma de l'éprouvette de traction
 (dimensions en millimètres).
 Diagram of the tensile test specimen
 (dimensions in millimetres).

Caractérisation des échantillons en compression

Les éprouvettes utilisées pour l'essai de compression sont de forme cylindrique. Elles ont été fabriquées à l'aide d'un moule cylindrique en acier E 400 (diamètre extérieur : 60 mm ; diamètre intérieur : 40 mm ; hauteur : 160 mm). Au démoulage, le diamètre des éprouvettes est compris entre 43 et 45 mm. Comme pour les éprouvettes de traction, les essais ont eu lieu après 4 semaines de séchage en atmosphère ambiante, après stabilisation de la masse. Les éprouvettes ont été profilées à la scie circulaire (en atelier de menuiserie) à une hauteur de 90 mm. Pour chaque échantillon, six éprouvettes ont été testées. L'essai est conduit suivant la direction du pressage. Il a été effectué sur

Lorsqu'elles subissent l'effort de compression durant l'essai, les éprouvettes prennent une forme de tonneau (photo 1e). Pour chaque éprouvette, le module d'élasticité E_c et la contrainte maximum $\sigma_{c,max}$ ont été déterminés. Le module d'élasticité correspond à la pente de la droite d'ajustement (méthode des moindres carrés) des points compris entre $\varepsilon_1 = 0,002$ et $\varepsilon_2 = 0,005$ du domaine linéaire de la courbe contrainte (σ)-déformation (ε).

La contrainte maximum $\sigma_{c,max}$ est calculée selon la formule ci-après :

$$\sigma_{c,max} = \frac{4F_{c,max}}{\pi D^2} \quad (\text{équation 4})$$

où $F_{c,max}$ est la force de compression en N, D est le diamètre de l'éprouvette en mm.

Tableau II.

Propriétés physiques du composite : densité et porosité.
Physical properties of the composite: density and porosity.

Échantillons	Nombre d'éprouvettes	Masse volumique apparente (kg/m ³)		Masse volumique particulaire (kg/m ³)		Porosité (%)	
		Moyenne	CV	Moyenne	CV	Moyenne	CV
Cg160	6	831,0	1,98	1 253,8	0,47	33,7	2,01
Cg315	6	786,6	1,78	1 244,1	0,44	36,8	1,80
Cg630	6	712,0	0,93	1 229,9	0,44	42,1	0,97
Cg1250	6	685,7	1,20	1 209,5	0,88	43,3	1,30

CV : coefficient de variation.

Caractérisation macroscopique et microscopique du composite

Le faciès de rupture en traction a été analysé et l'homogénéité des échantillons a été appréciée par imagerie successivement au niveau macroscopique puis microscopique, par microscopie électronique à balayage (MEB FEI Quanta 200 FEG, Hitachi). Les faciès de rupture observés aussi bien macroscopiquement qu'au MEB n'ont subi aucun traitement spécifique au préalable.

Analyse statistique

Les résultats des essais ont fait l'objet d'une analyse statistique en utilisant le test de Student pour la comparaison de deux moyennes et

l'ANOVA pour la comparaison de plus de deux moyennes, au seuil de 5 %.

Résultats et discussion

Propriétés physiques

Masses volumiques et porosité

Les résultats du calcul des masses volumiques apparente et particulaire du composite sont présentés dans le tableau II. On observe que les deux types de masses volumiques varient selon les classes granulaires. Pour chacune des deux masses volumiques, les valeurs moyennes sont différentes d'un échantillon à un autre (test ANOVA, tableau IIIa).

La figure 3 montre que la masse volumique apparente du matériau diminue quand la taille des particules de bois augmente (de 826 kg/m³ pour Cg160 à 686 kg/m³ pour Cg1250) (tableau II), et ceci avec une corrélation élevée ($r = -0,93$). La dispersion des valeurs mesurées autour des moyennes des masses volumiques n'affecte pas cette ten-

une machine de marque MTS (photo 1d) suivant les préconisations de la norme ASTM D 1037-12 (partie 12.5 : *Speed of Testing*), soit une vitesse de sollicitation de 0,5 mm/mn, avec une marge de ± 50 %. Une vitesse de 0,6 mm/mn retenue lors d'essais préliminaires conduisait à une durée d'essai d'environ 30 mn (pour un raccourcissement total de l'ordre de 20 mm). Il a été alors décidé de réduire de moitié le temps d'essai en adoptant une vitesse de 1,2 mm/mn.

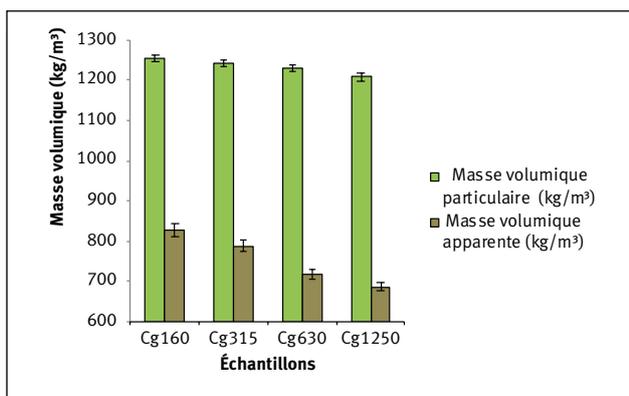


Figure 3.

Masses volumiques apparente et particulaire des échantillons.
Apparent and particulate densities of the samples.

Tableau IIIa.
 Résultats de l'ANOVA.
 Results of the ANOVA.

Propriétés analysées	Degré de liberté	Valeur de F	Valeur critique pour F	Probabilité (p)	Signification (p < 0,05 ≡ *)
Masse volumique particulaire	23	43,14	3,098	6,4026E-09	*
Masse volumique apparente	23	185,27	3,098	9,3075E-15	*
Porosité	23	110,61	3,098	1,2694E-12	*
Absorption d'eau après 24 h	23	26,13	3,098	4,0275E-07	*
Gonflement après 24 h	23	7,51	3,098	1,4759 E-03	*
Coefficient de Poisson en traction	23	10,08	3,098	2,9568 E-04	*

valeurs moyennes de cette caractéristique sont significativement différentes d'un échantillon à un autre (selon l'ANOVA ; tableau IIIa). La porosité, élevée du fait du mode de mélange, croît avec l'augmentation de la taille des particules de bois (corrélation de 0,91 entre les deux variables). Ce résultat était attendu du fait de la relation

entre la porosité du composite et les masses volumiques apparente et particulaire. Pour comparaison, la porosité du bois de teck dont les sciures sont issues est comprise entre 40 et 43 %.

Taux d'absorption d'eau et gonflement en épaisseur

Le tableau IV présente les résultats des taux d'absorption d'eau et de gonflement en épaisseur après deux heures puis 24 h d'immersion dans l'eau pour les quatre séries d'éprouvettes de chaque échantillon. Un test de Student (tableau IIIb) montre l'absence de différence significative entre les taux d'absorption après 2 h d'immersion des échantillons pour Cg160 et Cg315, d'une part, et Cg630 et

dance. Les coefficients de variation obtenus sont faibles, allant d'un minimum de 0,93 % (échantillon Cg630) à un maximum de 1,98 % (échantillon Cg160). Cette faible dispersion des masses volumiques s'explique par la bonne homogénéité des mélanges obtenue grâce à la technique et au matériel de fabrication utilisés. Ces résultats sont différents de ceux de Stark et Berger (1997) qui montrent que, lorsque la proportion en bois est de 40 % (en poids), la taille des particules n'affecte pas la masse volumique du composite.

La figure 3 montre aussi que la masse volumique particulaire diminue lorsque la taille des particules de bois augmente, mais cette diminution, bien que régulière, reste faible pour l'ensemble des échantillons, avec moins de 4 % entre les deux classes granulaires extrêmes (1 253,8 kg/m³ pour l'échantillon Cg160 contre 1 209,5 kg/m³ pour l'échantillon Cg1250) (tableau II). Ce résultat peut s'expliquer par l'augmentation de la proportion de méats cellulaires dans les particules lorsque la granulométrie augmente. Plus les particules sont fines, plus la fragmentation du bois est élevée, plus la densité de particules augmente en se rapprochant de celle de la matière ligneuse (1,53). De plus, on remarque une très faible dispersion des mesures autour des moyennes (coefficient de variation inférieur à 1 % pour les quatre classes), indicatrice de la très bonne homogénéité du composite pour chacune des classes granulaires.

Les résultats des mesures de porosité sont présentés dans le tableau II et la figure 4. Les

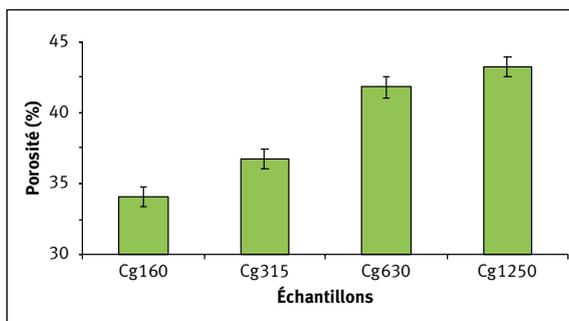


Figure 4.
 Porosité des échantillons.
 Porosity of the samples.

Tableau IIIb.
 Résultats du test de Student.
 Results of the Student test.

Propriétés analysées	Classes granulaires analysées	Probabilité (p)	Signification (p < 0,05 ≡ *)
Absorption d'eau après 2 h	Cg160 et Cg315	0,7724	NS
	Cg315 et Cg630	4,3639 × 10 ⁻⁶	*
	Cg630 et Cg1250	0,0657	NS
Module de Young en traction	Cg160 et Cg315	0,0681	NS
	Cg315 et Cg630	2,86 × 10 ⁻⁴	*
	Cg630 et Cg1250	0,2566	NS
Contrainte maximum en traction	Cg160 et Cg315	0,1509	NS
	Cg315 et Cg630	0,0240	*
	Cg630 et Cg1250	0,2204	NS
Module de Young en compression	Cg160 et Cg315	0,9838	NS
	Cg315 et Cg630	2,30 × 10 ⁻⁵	*
	Cg630 et Cg1250	0,0592	NS
Contrainte maximum en compression	Cg160 et Cg315	0,7346	NS
	Cg315 et Cg630	2,67 × 10 ⁻³	*
	Cg630 et Cg1250	0,0236	*

NS : non significatif.

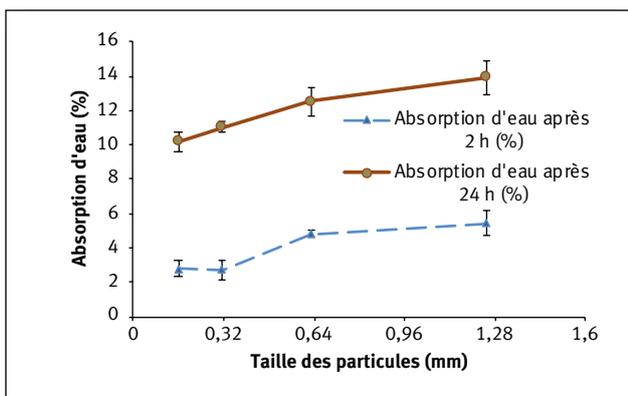
Tableau IV.

Propriétés physiques du composite : taux d'absorption et gonflement en épaisseur.
Physical properties of the composite: absorption rate and thickness swelling.

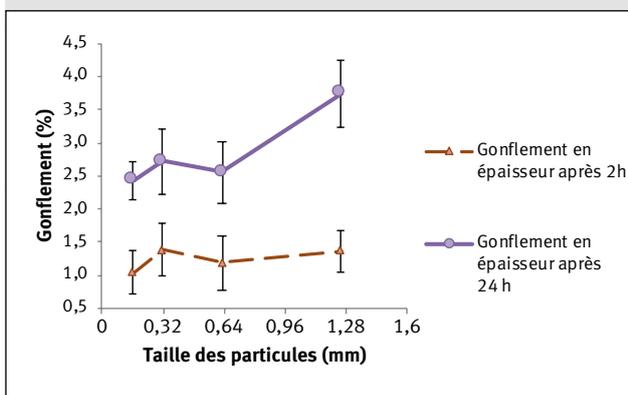
Échantillons	Nombre d'éprouvettes	Absorption d'eau (%)				Gonflement en épaisseur (%)			
		Après 2 h		Après 24 h		Après 2 h		Après 24 h	
		Moyenne	CV	Moyenne	CV	Moyenne	CV	Moyenne	CV
Cg160	6	2,79	17,3	10,2	8,49	1,19	28,2	2,43	12,0
Cg315	6	2,71	19,7	11,0	3,05	1,38	28,3	2,72	23,0
Cg630	6	4,81	4,5	12,5	6,51	1,19	34,5	2,55	17,9
Cg1250	6	5,43	12,8	13,9	7,13	1,37	22,7	3,74	13,6

CV : coefficient de variation.

Cg1250, d'autre part, mais les taux pour Cg315 et Cg630 sont significativement différents. L'ANOVA (tableau IIIa) met en évidence une différence significative entre les taux d'absorption des quatre classes granulaires après 24 h d'immer-

**Figure 5.**

Évolution du taux d'absorption d'eau du composite en fonction de la taille des particules.
Evolution of the water absorption rate of the composite as a function of particle size.

**Figure 6.**

Évolution du taux de gonflement en épaisseur du composite en fonction de la taille des particules.
Evolution of the thickness swelling rate of the composite as a function of particle size.

sion. Après 24 h d'immersion, le taux d'absorption, toujours supérieur à celui après 2 h, augmente avec la taille des particules (figure 5).

Aucune différence significative de gonflement en épaisseur n'est constatée entre les quatre classes granulaires après 2 h d'immersion des éprouvettes. En revanche, après 24 h d'immersion, on observe que les gonflements augmentent globalement avec la taille des particules (tableau IV et figure 6).

L'augmentation des taux d'absorption et des gonflements en épaisseur avec la taille des particules est liée au fait que le gonflement est une conséquence de l'absorption, d'une part, et que ces deux caractéristiques sont liées à la porosité, d'autre part. Dans l'ensemble, on observe qu'après 24 h d'immersion le composite bois-plastique étudié présente un taux d'absorption peu élevé (moins de 15 %), plus faible que le point de saturation des fibres du bois de teck (24 % en moyenne). Le gonflement en épaisseur est négligeable, moins de 4 %, soit une valeur plus faible que le gonflement tangentiel total du bois de teck qui est de 4,9 % en moyenne, le gonflement volumique moyen de cette essence étant de 8,9 % (la sciure utilisée dans le CBPo est celle du bois de teck). Pour comparaison, les gonflements volumiques d'un composite polypropylène-farine de bois (mélange sapin-épicéa) sont respectivement de 0,4 %, 2 %, 5,6 %, 8 % et 10,8 % pour des taux de farine de 10 %, 30 %, 40 %, 50 % et 60 % (Lahmar, 2016).

Propriétés mécaniques du composite en traction et en compression

Module d'élasticité, contrainte de rupture et coefficient de Poisson en traction

L'essai de traction permet d'apprécier la cohésion entre les particules de bois et la matrice polymère, et de connaître les limites de sollicitation du matériau à l'étirement. La figure 7a présente des courbes-typiques contrainte-déformation de traction pour les quatre classes granulaires. Tous les échantillons ont le même comportement en traction, marqué par une rupture fragile. L'analyse du champ des

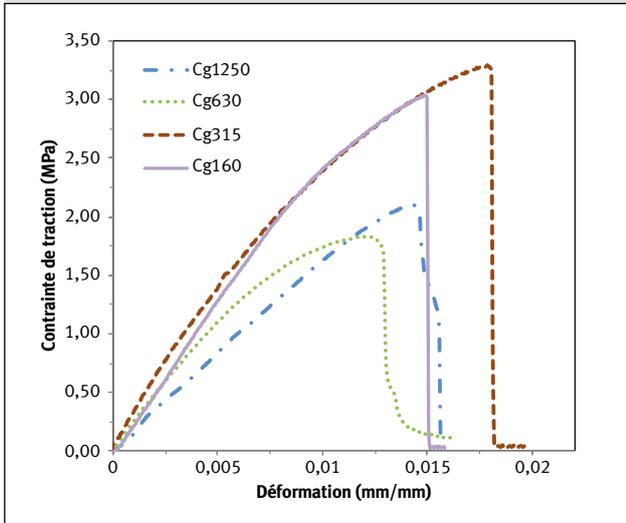


Figure 7a.
 Courbes-typiques contrainte-déformation des échantillons en traction.
Typical stress-strain curves of tensile samples.

déplacements sur la face observée (surface pulvérisée de mouchetis) a permis de constater que celui-ci est uniforme pour les faibles valeurs de charges (figure 7b), correspondant vraisemblablement à la zone élastique. Les déplacements s'amplifient ensuite sur un côté de la zone centrale de section réduite jusqu'à la rupture. L'uniformité du champ de déplacements pour les faibles valeurs de charges est un indicateur de l'homogénéité des propriétés élastiques locales du matériau.

Les valeurs des modules de Young, des contraintes de rupture et des coefficients de Poisson obtenues pour les quatre classes granulaires sont données dans le tableau V. La figure 8 associée à un test de Student (tableau IIIb) montre une augmentation statistiquement non significative du module de Young en traction quand la taille des particules de bois passe de Cg160 à Cg315, puis une diminution statistiquement significative de 45 % entre Cg315 et Cg630 ; aucune différence significative n'est observée entre les modules de Cg630 et Cg1250.

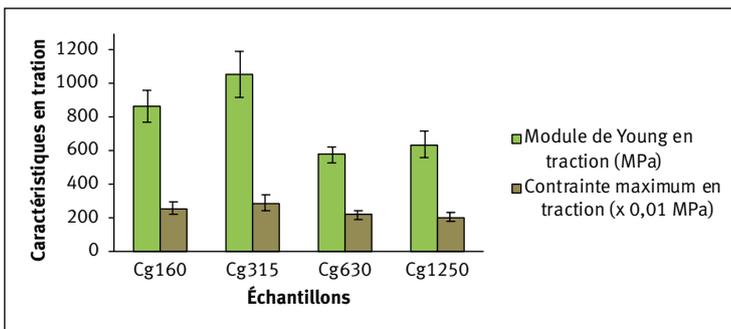


Figure 8.
 Module d'élasticité et contrainte maximum en traction.
Modulus of elasticity and maximum tensile stress.

La même tendance est observée avec la contrainte maximum en traction qui augmente de façon non significative quand la taille des particules de bois passe de Cg160 à Cg315, puis diminue de plus de 30 % lorsque la taille des particules passe de Cg315 à Cg630 puis Cg1250.

Une corrélation élevée a été observée entre la porosité et la contrainte maximum en traction ($r^2 = 0,70$), d'une part, et le module de Young ($r^2 = 0,62$), d'autre part.

Dans l'ensemble, le module de Young et la contrainte maximum en traction diminuent lorsque la taille des particules de bois augmente. La diminution des caractéristiques est liée à deux phénomènes : diminution de la quantité d'interface et augmentation de la porosité dans le composite liées à l'augmentation de la taille des particules (à masse de charges constante) ; état non totalement solidifié de la matrice, préjudiciable à la rigidité du composite.

La solidification incomplète de la matrice est liée à la présence résiduelle de solvant dans le composite. En effet, après exposition à l'air à l'état foisonné (juste avant le moulage), on observe qu'un composite à base de particules fines sèche plus rapidement qu'un composite à

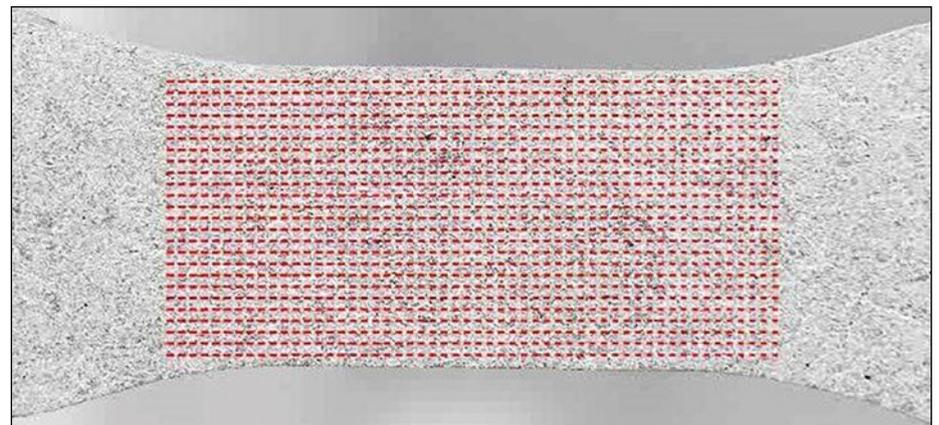


Figure 7b.
 Champs de déplacements pour les faibles valeurs de charges ($\sigma = 0,5$ MPa) (échelle : 1/1).
Displacement fields for low load values ($\sigma = 0.5$ MPa) (scale: 1/1).

base de particules de plus grande taille que la colle agglutine davantage. À masse égale, le volume de particules de bois est d'autant moins important que la taille de ces particules augmente, le mélange ayant alors tendance à former

des agglomérats qui bloquent le solvant et freinent son élimination du composite. L'élimination complète du solvant par évaporation est relativement longue (Hwang *et al.*, 1999). Les essais de traction ont été réalisés quatre semaines après la fabrication des éprouvettes. Pour les classes granulaires Cg630 et Cg1250, le solvant ne devait pas être totalement évaporé, ce qui n'a pas permis à la matrice PSE de jouer pleinement son rôle mécanique de transmission des efforts entre les particules de bois dans le composite. Dans le cadre de cette cam-

Tableau V.
Propriétés mécaniques du composite et de matériaux similaires.
Mechanical properties of composite and similar materials.

Échantillons selon les classes granulaires	Masse volumique apparente (kg/m ³)	Traction			Compression	
		Module d'élasticité (MPa)	Contrainte maximum (MPa)	Coefficient de Poisson	Module d'élasticité (MPa)	Contrainte maximum (MPa)
Cg160	826 ± 91	866,2 ± 95,6	2,6 ± 0,3	0,14 ± 0,01	473,0 ± 52,8	9,1 ± 0,6
Cg315	787 ± 89	1057,1 ± 133,7	2,9 ± 0,5	0,16 ± 0,03	472,3 ± 47,1	9,2 ± 0,6
Cg630	715 ± 64	582,7 ± 47,3	2,2 ± 0,3	0,21 ± 0,05	305,5 ± 28,0	6,8 ± 0,5
Cg1250	686 ± 74	638,0 ± 78,7	2,1 ± 0,3	0,24 ± 0,03	272,5 ± 29,9	5,6 ± 0,7
CBPo (toutes classes granulaires confondues)	686-826	582-1057	2-3	0,14-0,24	270-470	6-9
Bois de <i>Gmelina arborea</i>	450-530	/	1,9-2,2	/	/	20-40
Bois de <i>Tectona grandis</i> (teck) (Gérard <i>et al.</i> , 2016)	570-820	/	2,2-3,5	/	/	44-70
PSE commercial (Harper, 1999)	/	/	35,9	/	3 400	82,7
PSE recyclé avec huiles usées de cuisine (Sarmiento <i>et al.</i> , 2016)	/	/	16,1 ± 1,1	/	267,2 ± 94,6	18,1 ± 2,9
Composite PS-fibres de sisal traité au benzoyle (10 à 30 % de fibres, moulé par injection à 150 °C) (Manikandan Nair <i>et al.</i> , 1996)	/	400-1 000	/	/	/	/
Composite PS-fibres de sisal non traité (10 à 30 % de fibres, moulé par injection à 150 °C) (Manikandan Nair <i>et al.</i> , 1996)	/	630-670	21-25	/	/	/
Composite PS-fibres de palmier-dattier ⁽¹⁾ (70-80 % de fibres / 20-30 % PS) (Masri <i>et al.</i> , 2018)	542-824	120-760	0,43-2,96	/	/	/
MDF ⁽¹⁾ (<i>medium density fiberboard</i>), (Binhussain et El-Tonsy, 2013)	650-790	1,35-2,5	9,5-22	/	/	/

(1) Propriétés en flexion trois points.

pagne d'essais, un séchage du composite en étuve à 100 °C pour éliminer totalement le solvant n'a pas été possible pour des raisons de sécurité. Une série d'expérimentations conduites par la suite sur un échantillonnage très restreint a montré qu'un séchage à 100 °C permet l'élimination rapide et quasi complète du solvant à l'origine des composés organiques volatils. Ce séchage sera de plus indispensable pour pallier les problèmes de toxicité liés à l'évaporation de ces composés.

Le coefficient de Poisson permet de caractériser la contraction de la matière perpendiculairement à la direction de l'effort appliqué, la direction longitudinale dans le cas présent de l'essai de traction. Pour les échantillons testés, le coefficient de Poisson est compris entre 0,14 et 0,24 (tableau V). La figure 9 montre qu'il croît quasi linéairement avec la taille des particules ($r^2 = 0,92$). Il est donc aussi fortement corrélé à la porosité du composite ($r^2 = 0,98$).

Propriétés du composite en compression

La figure 10 montre que le composite a un comportement de type ductile caractérisé par trois domaines : un premier domaine de comportement élastique quasi linéaire (déformation < 0,025) où les contraintes et les déformations peuvent être reliées par la loi de Hooke ; un deuxième domaine (déformation comprise entre 0,025 et 0,15) caractérisé par des déformations irréversibles avec apparition des premières fissures ; un troisième domaine où le matériau est entièrement ruiné (déformation > 0,15).

La comparaison des courbes montre que l'accroissement de la taille des particules (de 0,160 à 1,25 mm) n'influence pas le mécanisme d'endommagement du composite qui reste de type ductile quel que soit l'échantillon.

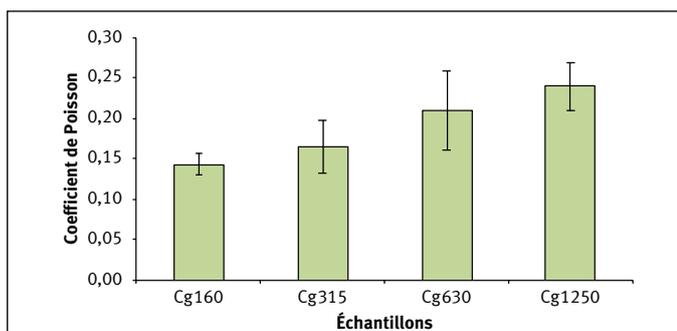


Figure 9.
Coefficient de Poisson en traction.
Poisson's ratio in tension

Les moyennes des modules d'élasticité et des contraintes maximums en compression sont présentées dans le tableau V. Un test de Student (tableau IIIb) met en évidence l'absence de différence significative entre les modules des échantillons Cg160 et Cg315, d'une part, et les modules des échantillons Cg630 et Cg1250, d'autre part. En revanche, une diminution significative est observée entre les modules des échantillons Cg315 et Cg630.

Une diminution significative de la contrainte maximum en compression (tableau IIIb) est constatée lorsque la taille des particules de bois augmente entre les classes Cg315, Cg630 et Cg1250, mais aucune différence significative n'est observée entre les contraintes maximums des classes Cg160 et Cg315.

Globalement, le module d'élasticité longitudinal du composite en compression ainsi que la contrainte maximum diminuent quand la taille des particules de bois augmente (figure 11). Une forte corrélation a été observée entre la porosité et la contrainte maximum en compression ($r^2 = 0,90$), d'une part, et le module de Young ($r^2 = 0,93$), d'autre part.

Comme pour l'essai de traction, ces résultats s'expliquent par la diminution de l'adhésion interfaciale entre les particules de bois et la matrice de PSE due à la présence résiduelle de solvant dans le composite. Cette présence résiduelle de solvant est plus marquée dans les éprouvettes de compression, plus massives et de section plus importante que les éprouvettes de traction. De ce fait, comme cela apparaît dans le tableau V, l'impact de la granulométrie sur la diminution des propriétés est plus marqué en compression qu'en traction.

Dans l'ensemble, aussi bien en traction qu'en compression, on observe que la porosité à l'intérieur du CBPo influence négativement les propriétés. L'effet négatif de la porosité sur les propriétés mécaniques du composite est mentionné dans la littérature (Madsen *et al.*, 2007 ; Pihlatie *et al.*, 2009 ; Le Duigou, 2016 ; Almu-sawi, 2017). Cependant, dans le cas du CBPo, il reste difficile de dissocier l'effet négatif de la porosité de celui de la présence résiduelle du solvant.

Par ailleurs, dans la deuxième partie du tableau V, on observe que le module d'élasticité du CBPo en traction (582 à 1 057 MPa) est plus élevé que celui en compression (270 à 470 MPa) tandis que la contrainte maximum en traction (2 à 3 MPa) est plus faible que celle en compression (6 à 9 MPa), toutes classes granulaires confondues. La différence de taille et de format des éprouvettes utilisées pour les deux types de sollicitations peut expliquer ces tendances. Les éprouvettes de compression sont plus massives, de sections moins étroites que celles de traction. La présence (résiduelle)

du solvant serait moins importante dans les éprouvettes de traction que dans celles de compression. La matrice doit être alors davantage solidifiée dans les éprouvettes de traction que dans celles de compression, et conférer ainsi une rigidité plus importante aux éprouvettes de traction. D'autre part, l'effet négatif de la porosité (concentration de contraintes) serait plus marqué sur les éprouvettes de traction que sur celles de compression ; la contrainte maximum sera donc corrélativement plus faible sur les éprouvettes de traction que sur celles de compression.

Par ailleurs, les valeurs des propriétés du CBPo, aussi bien en traction qu'en compression, sont faibles par rapport à celles du « PSE commercial » présenté par Harper (1999) (tableau V) ; ce dernier est un homologue du PSE (PSE massif obtenu après dissolution) utilisé comme constituant dans le CBPo. On associe cette diminution des propriétés du CBPo à sa porosité, à l'adhésion insuffisante à l'interface bois-plastique, mais également à la diminution des propriétés mécaniques de la matrice issue du processus de dissolution lors du recyclage. La présence, même résiduelle, de solvant dans la matrice (colle de PSE) a un effet défavorable sur ses propriétés mécaniques. Le PSE recyclé à partir d'huiles alimen-

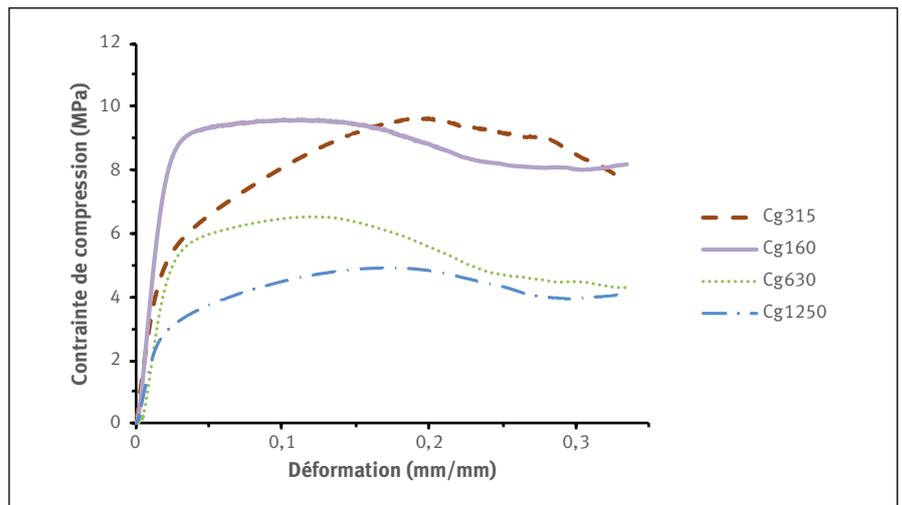


Figure 10. Courbes-typiques contrainte-déformation des échantillons en compression. *Typical stress-strain curves of compression samples.*

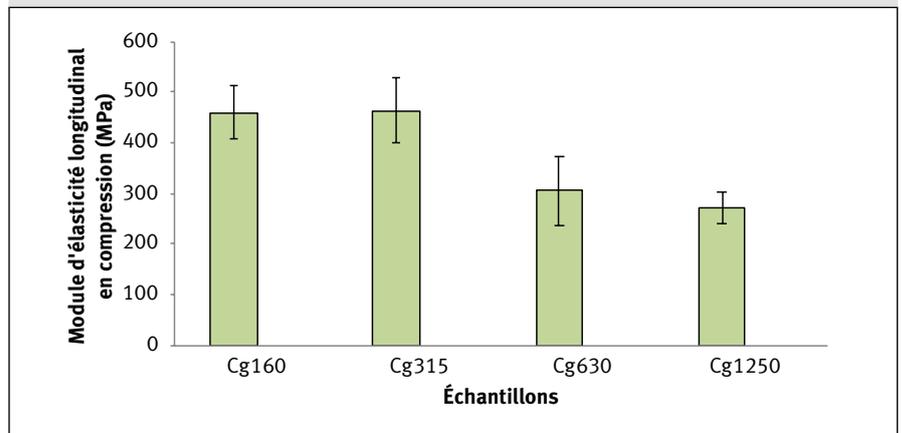


Figure 11. Comparaison des modules d'élasticité des échantillons en compression. *Comparison of the moduli of elasticity of the samples in compression.*

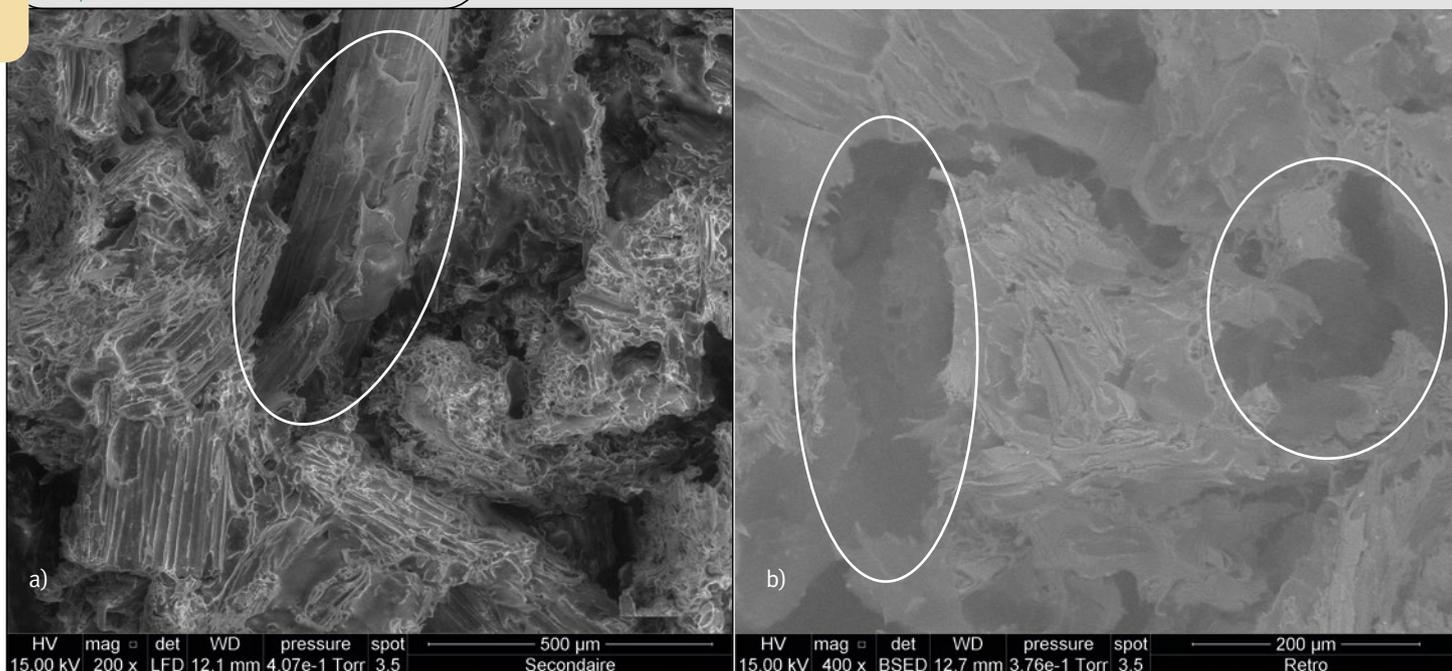


Figure 12.

Faciès de rupture d'éprouvette de traction (Cg1250) : a) montrant une particule ancrée dans la matrice plastique, non rompue et portant quelques fragments de matrice adhérant par endroits, sur la partie non ancrée (partie entourée en blanc) ; b) montrant des espaces vides ou zones d'arrachement de particules de bois (parties entourées en blanc).

Fracture facies of tensile specimen (Cg1250): a) showing a particle anchored in the plastic matrix, unbroken and bearing some sticky matrix fragments in places, on the unanchored part (part circled in white); b) showing voids or pull-out areas of wood particles (parts circled in white)

taires usagées utilisées comme solvant (Sarmiento *et al.*, 2016) a été donné en exemple, dans la deuxième partie du tableau V. La contrainte maximum de ce PSE recyclé a diminué de plus de moitié en traction et de plus de trois quarts en compression par rapport à la même propriété pour le PSE commercial présenté par Harper (1999).

Caractérisation macroscopique et microscopique du composite

Caractérisation macroscopique puis microscopique par méthode optique

La photo 2 représente une vue macroscopique des échantillons étudiés. On observe une distribution régulière des particules de bois dans la matrice, expression d'une bonne homogénéité du composite. Cette homogénéité explique la faible dispersion des densités apparentes mentionnée précédemment. La texture et l'aspect du matériau sont très variables selon la granulométrie retenue.



Photo 2.

Vue macroscopique des échantillons : de gauche à droite Cg160, Cg315, Cg630, Cg1250.
Macroscopic view of the samples: from left to right, Cg160, Cg315, Cg630, Cg1250.

Caractérisation au MEB

L'observation au MEB du faciès de rupture en traction d'un échantillon Cg1250 (figure 12a, partie entourée) montre une particule ancrée dans la matrice plastique, non rompue et portant encore sur les surfaces non ancrées quelques fragments de matrice adhérant par endroits. L'adhésion à l'interface bois-plastique est donc hétérogène. La figure 12b, obtenue également au MEB, révèle des espaces vides associés à un mouvement des particules de bois. Ce type de rupture est lié à la faible adhésion des particules à la matrice de colle (interface colle-bois fragile). Il permet d'expliquer la diminution des caractéristiques mécaniques observée pour la classe granulaire Cg1250. Sur la figure 13, on observe un fragment de particule de bois (issu de la rupture de cette particule) adhérant à la matrice dans un faciès de rupture d'échantillons Cg315. Cette observation indique une bonne adhésion interfaciale. Les deux types d'observations révèlent que la qualité de l'adhésion entre les particules de bois et la colle est variable et dépend de la granulométrie, d'où les plus faibles caractéristiques mécaniques

des composites à granulométrie élevée.



Photo 3.
 Exemples de mise en oeuvre de CBPo : panneaux à base de sciure de différentes essences de bois.
Examples of CBPo implementation: sawdust-based panels of different wood species.

Comparaison des propriétés du composite bois-plastique à celles d'autres matériaux similaires

La deuxième partie du tableau V présente, pour comparaison, les principales propriétés physiques et mécaniques de matériaux homologues au composite CBPo étudié. La masse volumique mesurée du CBPo varie de 686 à 826 kg/m³, soit des valeurs très proches de celles du composite fabriqué à base de fibres de palmier-dattier et de polystyrène étudié par Masri *et al.* (2018) mais un peu plus élevées que celles du bois de *Gmelina arborea* (Gérard *et al.*, 2016) dont le CBPo pourrait venir en substitution pour des usages en structure. *G. arborea* est une essence qui a été largement plantée au Bénin par l'ONAB et dont des peuplements arrivés à maturité sont exploités pour la production de bois d'œuvre pour de multiples usages, mais qui doit cependant être préservée d'une surexploitation. Le CBPo présente une contrainte maximum en traction de 2 à 3 MPa, soit des valeurs un peu plus élevées que celles du bois de *G. arborea* en traction transversale. Le module d'élasticité

en traction du CBPo varie de 582 à 1057 MPa selon la granulométrie, soit des valeurs du même ordre de grandeur que celles des composites à base de polystyrène et de fibres de sisal élaborés et étudiés par Manikandan Nair *et al.* (1996). La résistance en compression du CBPo varie globalement de 6 à 9 MPa ; elle est donc beaucoup plus faible que la résistance moyenne en compression longitudinale du bois de *G. arborea* (32 MPa) ou de teck (56 MPa) (Gérard *et al.*, 2016). Les contraintes maximums et les modules d'élasticité du CBPo sont globalement plus élevés que ceux du composite obtenu par Masri *et al.* (2018). Au regard des propriétés du CBPo, l'utilisation de ce matériau pourrait donc être envisagée pour des applications non structurales telles que des revêtements extérieurs verticaux.

Conclusion

Le composite bois-plastique étudié présente des propriétés physiques qui laissent augurer des perspectives intéressantes de valorisation et d'utilisation pour des emplois où une bonne stabilité du matériau est exigée. Il présente, en effet, un faible taux d'absorption (moins de 15 % en 24 h) et un très faible taux de gonflement en épaisseur. Du fait de sa bonne stabilité à l'humidité du composite, son utilisation pourrait être envisagée pour des applications en contact intermittent, voire prolongé, avec des sources d'humidité, sous réserve de propriétés mécaniques appropriées pour les usages qui en seraient faits. Cependant, une étude du comportement mécanique en milieu humide et après vieillissement est indispensable avant de développer ce type d'application. De même, des essais de durabilité naturelle vis-à-vis d'agents biologiques de détérioration (champignons lignivores, insectes dont les termites), essais qui sont en cours, permettront de valider ces potentialités d'utilisation.

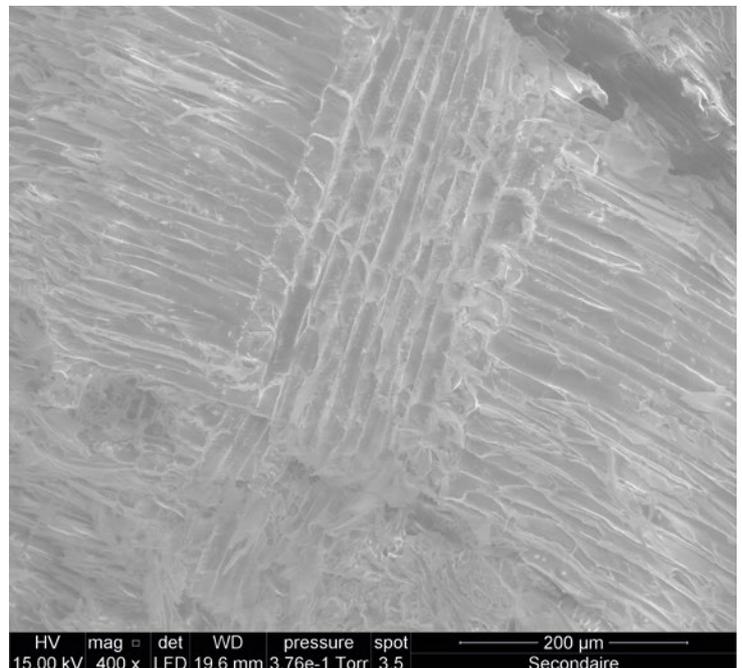


Figure 13.
 Faciès de rupture d'une éprouvette de traction (Cg315), montrant un fragment de particule encore solidaire de la matrice plastique après rupture.
Fracture facies of a tensile specimen (Cg315), showing a particle fragment still attached to the plastic matrix after failure.

La porosité du composite dépend de la taille des particules de bois et influence ses propriétés physiques. Les taux de porosité sont élevés (entre 34 et 43 %), d'où des faibles caractéristiques en compression. Outre le fait d'augmenter la pression de compactage qui a permis de réduire la porosité d'environ 10 % et d'améliorer les propriétés mécaniques, l'utilisation de la technique de thermoformage sera à expérimenter pour diminuer ce taux de porosité. Une meilleure appréciation de l'influence de la porosité sur les propriétés mécaniques pourrait nécessiter la prise en compte des propriétés spécifiques, bien que cette influence puisse être biaisée par la présence résiduelle de solvant. De même, une étude de la porosité au MEB sera aussi à envisager.

Les propriétés du composite sont d'autant plus élevées que les particules sont de petite taille, un seuil étant mis en évidence entre la granulométrie 315 et 630. La finesse des particules confère au matériau une meilleure homogénéité et rend son comportement d'autant plus isotrope. Des essais complémentaires seront cependant à conduire pour étudier le processus de migration interne de l'essence dans la sciure, son effet sur le gonflement, ainsi qu'une analyse du processus de désorption de l'essence sur particules seules pour mieux comprendre les mécanismes associés lors de l'élaboration des composites.

Le niveau de propriétés mécaniques obtenu limite l'utilisation du composite à des emplois où les éléments mis en œuvre sont faiblement chargés. L'amélioration du comportement technologique du CBPo et de ses propriétés nécessitera d'étudier plus spécifiquement ses paramètres de fabrication pour les optimiser ou la possibilité d'adjoindre au matériau des agents coupleurs. L'utilisation du CBPo dans des ouvrages de démonstration en grandeur réelle d'utilisation et en substitution de bois massifs est en cours d'étude, avec en particulier le suivi de leur vieillissement dans le temps (photo 3).

Remerciements

Ce travail a bénéficié de l'appui technique et financier du Cirad à travers son programme d'Action incitative « Soutien aux doctorants ».

Références bibliographiques

Abdel Mohsen R. A. A., 2014. Investigation of Reinforced Polystyrene Foam Waste with Natural or Synthetic Fibers. Master of Science in Environmental Engineering, The American University in Cairo, School of Sciences and Engineering, Egypt, 85 p. <http://dar.aucegypt.edu/bitstream/handle/10526/3803/thesis%208.pdf?sequence=1>

Agoua E., Allognon-Houessou E., Adjovi E., Togbedji B., 2013. Thermal conductivity of composites made of wastes of wood and expanded polystyrene. *Construction and Building Materials*, 41: 557-562. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2012.12.016>

Almusawi A. M., 2017. Mise en œuvre et optimisation des propriétés d'une structure sandwich en matériaux biosourcés (fibres et bois de chanvre) avec une matrice en polystyrène expansé pour le bâtiment. Thèse de doctorat, spécialité Matériaux, Université de technologie de Belfort-Montbéliard, France, 198 p. https://www.researchgate.net/publication/327541397_Mise_en_oeuvre_et_optimisation_des_proprietes_d%27une_structure_sandwich_en_materiaux_biosources_fibres_et_bois_de_chanvre_avec_une_matrice_en_polystyrene_expans_e_pour_le_batiment

ASTM, 2012. Standard Test Methods for Evaluating Properties of Wood-Base Fiber and Particle Panel Materials. Norme ASTM D1037-12, 32 p.

Atindogbé G., Fonton N. H., Lejeune P., 2013. Évaluation de la ressource en teck, *Tectona grandis* L.f., des plantations privées du Sud-Bénin. *Bois et Forêts des Tropiques*, 316 (2) : 93-103. <https://doi.org/10.19182/bft2013.316.a20533>

Binhussain M. A., El-Tonsy M. M., 2013. Palm leave and plastic waste wood composite for out-door structures. *Construction and Building Materials* 47: 1431-1435. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2013.06.031>

Borsoi C., Berwig K. H., Scienza L. C., Zoppas B. C. D. A., Brandalise R. N., Zattera A. J., 2013. Behavior in simulated soil of recycled expanded polystyrene/waste cotton composites. *Materials Research*, 17 (1): 275-283. <https://doi.org/10.1590/S1516-14392013005000167>

Chanhoun M., Padonou S., Adjovi E. C., Olodo E., Doko V., 2018. Study of the implementation of waste wood, plastics and polystyrenes for various applications in the building industry. *Construction and Building Materials*, 167: 936-941. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2018.02.080>

Chindaprasirt P., Hiziroglu S., Waisurasingha C., Kasemsiri P., 2015. Properties of wood flour/expanded polystyrene waste composites modified with diammonium phosphate flame retardant. *Polymer Composites*, 36 (4): 604-612. <https://doi.org/10.1002/pc.22977>

Claire D., Hild F., Roux S., 2003. De la corrélation d'images numériques à l'identification de champs de propriétés. *Bulletin de la Société Française de Physique*, 139 : 29-31. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00002926>

Flores-Hernández M., Gonzáles I. R., Lomeli-Ramirez M., Fuentes-Talavera F., Silva-Guzmán J., Cerpa-Gallegos M., et al., 2013. Physical and mechanical properties of wood plastic composites polystyrene-white oak wood flour. *Journal of Composite Materials*, 48 (2): 209-217. <https://doi.org/10.1177/0021998312470149>

Gérard J. (coord.), Guibal D., Paradis S., Cerre J.-C., et al., 2016. Atlas des bois tropicaux. Caractéristiques technologiques et utilisations. Versailles, France, Éditions Quæ, coll. Guide pratique, 1 000 p. <http://www.quae.com/fr/r4976-atlas-des-bois-tropicaux.html>

Harper C. A. (ed.), 1999. *Modern Plastics Handbook*. Technology Seminars, Inc., Lutherville, Maryland, USA, Mc Graw-Hill, 1231 p. <https://mmsallaboutmetallurgy.com/wp-content/uploads/2019/08/Modern-Plastics-Handbook.pdf>

- Hwang G.-C., Kim B. K., Bae S. Y., Yi S. C., Kumazawa H., 1999. Degradation of polystyrene in supercritical acetone. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 5 (2): 150-154. <https://www.cheric.org/PDF/JIEC/IE05/IE05-2-0150.pdf>
- Kuo P.-Y., Wang S.-Y., Chen J.-H., Hsueh H.-C., Tsa M.-J., 2009. Effects of material compositions on the mechanical properties of wood-plastic composites manufactured by injection molding. *Materials & Design*, 30 (9): 3489-3496. <https://doi.org/10.1016/j.matdes.2009.03.012>
- Lahmar M. A., 2016. Caractérisation d'un composite bois-polymère pour utilisation en plaques de bardage par l'extérieur. Thèse de doctorat, spécialité Génie civil, Université Claude Bernard Lyon 1, France, 175 p. <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-01587799/file/TH2016LAHMARMOHAMEDALI.pdf>
- Madsen B., Hoffmeyer P., Thomsen A. B., Lilholt H., 2007. Hemp yarn reinforced composites – I. Yarn characteristics. *Composites Part A: Applied Science and Manufacturing*, 38 (10): 2194-2203. <https://doi.org/10.1016/j.compositesa.2007.06.001>
- Maldas D., Kokta B. V., Raj R. G., Daneault C., 1988. Improvement of the mechanical properties of sawdust wood fibre-polystyrene composites by chemical treatment. *Polymer*, 29(7): 1255-1265. [https://doi.org/10.1016/0032-3861\(88\)90053-5](https://doi.org/10.1016/0032-3861(88)90053-5)
- Manikandan Nair K. C., Diwan S. M., Thomas S., 1996. Tensile properties of short sisal fiber reinforced polystyrene composites. *Journal of Applied Polymer Science*, 60 (9): 1483-1497. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1097-4628\(19960531\)60:9<1483::AID-APP23>3.0.CO;2-1](https://doi.org/10.1002/(SICI)1097-4628(19960531)60:9<1483::AID-APP23>3.0.CO;2-1)
- Masri T., Ounis H., Sedira L., Kaci A., Benchabane A., 2018. Characterization of new composite material based on date palm leaflets and expanded polystyrene wastes. *Construction and Building Materials*, 164 (4): 410-418. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2017.12.197>
- Pihlatie M., Kaiser A., Mogensen M., 2009. Mechanical Properties of NiO/Ni-YSZ Composites Depending on Temperature, Porosity and Redox Cycling. *Journal of the European Ceramic Society*, 29 (9): 1657-1664. <https://doi.org/10.1016/j.jeurceramsoc.2008.10.017>
- Poletto M., Zeni M., Zattera A. J., 2011. Effects of wood flour addition and coupling agent content on mechanical properties of recycled polystyrene/wood flour composites. *Journal of Thermoplastic Composite Materials*, 25 (7): 821-833. <https://doi.org/10.1177/0892705711413627>
- Sales C., 2003. Innovation technologique et valorisation des sous-produits des filières bois. *Bois et Forêts des Tropiques*, 277 (3) : 35-43. <https://revues.cirad.fr/index.php/BFT/article/view/20182>
- Sarmiento A. M., Guzmán H. L., Morales G., Romero D. E., Pataquiva-Mateus A. Y., 2016. Expanded Polystyrene (EPS) and Waste Cooking Oil (WCO): From Urban Wastes to Potential Material of Construction. *Waste and Biomass Valorization*, 7, 1245-1254. <https://doi.org/10.1007/s12649-016-9511-7>
- Stark N. M., Berger M. J., 1997. Effect of Particle Size

on Properties of Wood-Flour Reinforced Polypropylene Composites. *In: Proceedings of the Fourth International Conference on Woodfiber-Plastic Composites*, Madison, Wisconsin, USA, Forest Products Society, Madison, WI, Proceedings No. 7277, 134-143. <https://www.fpl.fs.fed.us/documnts/pdf1997/stark97d.pdf>

Taghiyari H. R., Ghamsari F. A., Salimifard E., 2018. Effects of adding nano-wollastonite, date palm prunings and two types of resins on the physical and mechanical properties of medium-density fibreboard (MDF) made from wood fibres. *Bois et Forêts des Tropiques*, 335 : 49-57. <http://dx.doi.org/10.19182/bft2018.335.a31517>

UEMOA, 2013. Étude sur la gestion des déchets plastiques dans l'espace UEMOA. Rapport final. Politique commune d'amélioration de l'environnement, 253 p. <http://etudes.uemoa.int/upload/etude%20sur%20la%20gestion%20des%20dechets%20plastiques%20dans%20l%27espace%20uemoa.pdf>

Vu T. L., Barés J., Mora S., Nezamabadi S., 2019. Numerical simulations of the compaction of assemblies of rubberlike particles: A quantitative comparison with experiments. *Physical Review E* 99, 062903. <https://link.aps.org/doi/10.1103/PhysRevE.99.062903>

Amadji *et al.* – Contribution des auteurs

Rôle du contributeur	Noms des auteurs
Conceptualisation	E. C. Adjovi
Gestion des données	T. A. Amadji, J. Barés
Analyse formelle	J. Barés, T. A. Amadji
Acquisition du financement	J. Gérard
Enquête et investigation	T. A. Amadji
Méthodologie	V. Huon, J. Barés
Gestion de projet	J. Gérard
Ressources	J. Gérard, V. Huon, J. Barés, T. A. Amadji
Logiciels	J. Barés, V. Huon
Supervision	J. Gérard, E. C. Adjovi
Validation	E. C. Adjovi, T. A. Amadji
Visualisation	T. Armel Amadji
Écriture – Préparation de l'ébauche originale	J. Gérard, T. A. Amadji
Écriture – Révision et édition	J. Gérard, T. A. Amadji

Bois et Forêts des Tropiques - Revue scientifique du Cirad -
© Bois et Forêts des Tropiques © Cirad



Cirad - Campus international de Baillarguet, 34398 Montpellier Cedex 5, France - Contact : bft@cirad.fr - ISSN : L-0006-579X

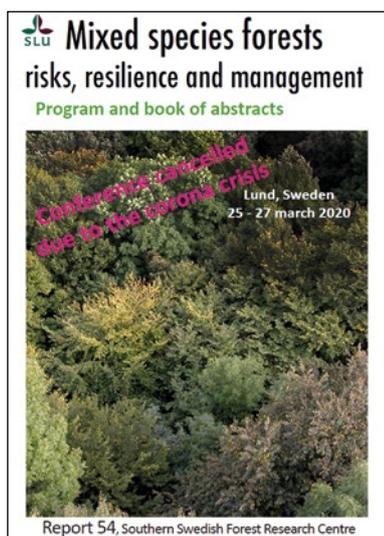


KANG H. S., HYUNG KIM T., ZAKHADULLAEV A., BAKHRAM M., D. GLUSHCHENKO, 2020. **GREENING AND LAND DEGRADATION NEUTRALITY IN DRYLAND.** VIRTUAL CONFERENCE 1- 2 DECEMBER 2020. IUFRO, 405 P.

OBJECTIVES

The objectives of this program are: i. To share the successful cases and challenges/lessons learned by experts and develop cooperative project on combating land degradation and improving local livelihood; ii. To discuss the effective and efficient strategies for forest and landscape restoration and land degradation neutrality; and iii. To develop the network among research institutes, universities and non-government organization on landscape restoration and land degradation neutrality. iv. To develop the International Drylands Greening Network and prepare an initiative in the 15th World Forestry Congress in Seoul, Korea in 2021.

<https://www.iufro.org/publications/proceedings/>



ALDEA, J., BARBEITO, I., HOLMSTRÖM, E., LÖF M., 2020. **MIXED SPECIES FORESTS RISKS, RESILIENCE AND MANAGEMENT.** PROGRAM AND BOOK OF ABSTRACTS OF THE IUFRO MIXED SPECIES FORESTS: RISKS, RESILIENCE AND MANAGEMENT. LUND, SWEDEN 25-27 MARCH 2020. REPORT 54. SWEDISH UNIVERSITY OF AGRICULTURAL SCIENCES, SOUTHERN SWEDISH FOREST RESEARCH CENTRE, ALNARP.

OVERVIEW AND MAIN OBJECTIVE

Mixed forests are strategic means of adapting forest management to climate change. Higher tree species diversity is expected to provide higher productivity, higher temporal stability, lower risk of biotic and abiotic disturbances and a more diverse portfolio of ecosystem services from forests. Although the knowledge base concerning the ecology of mixed forests has increased during the last decades, almost all forest research has been conducted in monocultures. As a result, there is a lack of knowledge about how to design and manage mixed forests, to sustain production and carbon sequestration, and mitigate abiotic and biotic risks. It is our expectation that this conference will be an arena for discussion and communication between researchers from different disciplines, and also between managers and policy makers. Our main objective is thus to communicate the state-of-the-art scientific knowledge in various fields connected to both mixed forest functioning and management.

<https://www.mixedforest2020.se/>

Dynamique contrastée de la compaction d'un Ferralsol après une défriche mécanisée alternative en Guyane française

Xavier GUERRINI^{1,2}
Vincent FREYCON^{3,4}
Alexandre DE HALDAT DU LYS^{1,2}
Éric, André NICOLINI^{1,2}

¹ CIRAD
UMR AMAP
97387 Kourou
Guyane française
France

² AMAP
Univ Montpellier
CIRAD, CNRS, INRAE, IRD
Montpellier
France

³ CIRAD
UPR Forêts et Sociétés
34398 Montpellier
France

⁴ Forêts et Sociétés
Univ Montpellier, CIRAD
Montpellier
France

**Auteur correspondant /
Corresponding author:**
Éric, André NICOLINI -
eric.nicolini@cirad.fr



Photo 1.

Bagasses (*Bagassa guianensis*; Moraceae) plantées, âgées de 30 mois et accompagnées d'un couvert herbacé semé de *Stylosanthes guianensis* (Fabaceae) de même âge, dans une placette à Régina en Guyane française. *Bagasse (Bagassa guianensis; Moraceae) planted, 30 months old and accompanied by a herbaceous cover sown with Stylosanthes guianensis (Fabaceae) of the same age, in a plot in Régina in French Guiana.*
Photo E. A. Nicolini.

Doi : 10.19182/bft2021.348.a36751 – Droit d'auteur © 2021, Bois et Forêts des Tropiques – © Cirad – Date de soumission : 30 novembre 2020 ; date d'acceptation : 25 mars 2021 ; date de publication : 18 juin 2021.



Licence Creative Commons :
Attribution - 4.0 International.
Attribution-4.0 International (CC BY 4.0)

Citer l'article / To cite the article

Guerrini X., Freycon V., de Haldat du Lys A., Nicolini E.A., 2021. Dynamique contrastée de la compaction d'un Ferralsol après une défriche mécanisée alternative en Guyane française. Bois et Forêts des Tropiques, 348 : 65-78. Doi : <https://doi.org/10.19182/bft2021.348.a36751>

RÉSUMÉ

Dynamique contrastée de la compaction d'un Ferralsol après une défriche mécanisée alternative en Guyane française

Le changement d'usage des terres et l'impact de l'anthropisation sur les milieux forestiers tropicaux sont en progression constante sous les tropiques et en Guyane française. Ces changements sont souvent accompagnés de défriches mécanisées qui favorisent la compaction du sol. Notre objectif était de suivre l'évolution de la compaction du sol d'une parcelle de forêt naturelle exploitée (7 ha) soumise à une défriche mécanisée alternative (itinéraire « chop and mulch », couvert herbacé de *Stylosanthes guianensis*), puis replantée de quatre espèces forestières commerciales. Sur cet espace présentant finalement diverses couvertures de sol (sol nu, mulch, couvert herbacé), nous avons mesuré la densité apparente jusqu'à 30 cm de profondeur et effectué le test d'infiltration simplifié de Beerkan lors de trois campagnes : avant, juste après et neuf mois après la défriche. Avant la défriche, les sols avaient une très bonne capacité d'infiltration (111 cm/h), étaient peu denses à 0-5 cm de profondeur (0,88) et denses à 5-30 cm (1,19 à 1,40). Juste après la défriche, les sols avaient une capacité d'infiltration très réduite (2 cm/h) et leur couche de surface avait été fortement compactée (1,28) contrairement aux couches plus profondes (1,41 à 1,49). Neuf mois après la défriche, les sols avaient retrouvé une très bonne capacité d'infiltration (149 cm/h), particulièrement sous le couvert herbacé de *S. guianensis*, et leur couche de surface avait retrouvé une densité proche de l'état initial (1,01), contrairement aux couches plus profondes (1,46 à 1,58). De futures recherches sont nécessaires pour expliquer le retour rapide à l'état initial de la couche de surface et estimer la contribution relative de la macrofaune du sol, des racines et de la fissuration.

Mots-clés : compaction, sol, broyage et paillage, *Stylosanthes guianensis*, plantation, densité apparente, test Beerkan, Amazonie.

ABSTRACT

Contrasting compaction dynamics of a Ferralsol after alternative mechanised land clearing in French Guiana

Changes in land uses and human impacts in tropical forest environments are steadily increasing in the Tropics, including in French Guiana. These changes often bring mechanised land clearing that cause soil compaction. Our aim was to monitor soil compaction in a 7-ha parcel of natural forest after mechanised clearing (using an alternative “chop and mulch” method with *Stylosanthes guianensis* cover) and replanting with four commercial timber species. Over this area, which in fact presented different types of soil cover (bare soil, mulch, herbaceous cover), we measured bulk density down to a depth of 30 cm and performed Beerkan's simplified infiltration test over three campaigns, before clearing, just after and nine months after. Before clearing, the soil had a high infiltration capacity (111 cm/h), density was low down to 5 cm (0.88 density) and higher in the 5-30 cm layer (1.19 to 1.40). Just after clearing, the soil's infiltration capacity was much reduced (2 cm/h), the surface layer had been highly compacted (1.28) but the deeper layers less so (1.41 to 1.49). Nine months after clearing, the soil's infiltration capacity had greatly improved (149 cm/h), especially under the *S. guianensis* herbaceous cover, and surface layer density was close to its initial condition (1.01), unlike the deeper layer (1.46 to 1.58). Further research is needed to explain the rapid return of the surface layer to its initial condition and to assess the relative contributions of the soil's macrofauna, plant roots and fissuring.

Keywords: compaction, soil, shredding and mulching, *Stylosanthes guianensis*, plantation, bulk density, Beerkan test, Amazonia.

RESUMEN

Dinámica contrastada de compactación de un Ferralsol tras una artiga mecanizada alternativa en la Guayana Francesa

El cambio de uso del suelo y el impacto de la antropización en los entornos forestales tropicales aumentan constantemente en los trópicos y en la Guayana Francesa. Estos cambios suelen ir acompañados de artigas mecanizadas que favorecen la compactación del suelo. Nuestro objetivo fue monitorizar la evolución de la compactación del suelo en una parcela de bosque natural explotado (7 ha) sometida a una artiga mecanizada alternativa (mediante triturado y acolchado, con cubierta herbácea de *Stylosanthes guianensis*), y posteriormente replantada con cuatro especies forestales comerciales. En esta zona, que finalmente tuvo varias cubiertas de suelo (suelo desnudo, acolchado, cubierta herbácea), medimos la densidad aparente hasta una profundidad de 30 cm y realizamos la prueba de infiltración simplificada de Beerkan en tres campañas: antes, justo después y nueve meses después de la artiga. Antes de la artiga, los suelos tenían una capacidad de infiltración muy buena (111 cm/h), eran poco densos a 0-5 cm de profundidad (0,88) y densos a 5-30 cm (1,19 a 1,40). Inmediatamente después de la artiga, los suelos tenían una capacidad de infiltración muy baja (2 cm/h) y su capa superficial estaba fuertemente compactada (1,28) en contraste con las capas más profundas (1,41 a 1,49). Nueve meses después de la artiga, los suelos habían recuperado una muy buena capacidad de infiltración (149 cm/h), especialmente bajo la cubierta herbácea de *S. guianensis*, y su capa superficial había recuperado una densidad cercana al estado inicial (1,01), a diferencia de las capas más profundas (1,46 a 1,58). Se necesitan nuevas investigaciones para explicar la rápida recuperación de la capa superficial y para estimar la contribución relativa de la macrofauna del suelo, de las raíces y del resquebrajamiento.

Palabras clave: compactación, suelo, triturado y acolchado, *Stylosanthes guianensis*, plantación, densidad aparente, método Beerkan, Amazonia.

Introduction

Avec la pression démographique planétaire, le changement d'usage des terres et l'impact de l'anthropisation sur les milieux forestiers tropicaux sont en progression constante. C'est le cas de la Guyane française, une région monodépartementale d'outre-mer de la France, couverte à 80 % par la forêt naturelle. La forte croissance démographique (4 % par an, 1999-2006 ; Millet, 2018) et économique (PIB + 3,9 % par an pour la période 1993-2006 ; Attali *et al.*, 2008) accentue la pression anthropique qui s'exerce actuellement au détriment de l'environnement forestier. Sur ce territoire, les activités agricoles et forestières gagnent sur la forêt naturelle dont le rôle sur la bande littorale est de fournir du bois d'œuvre et du bois biomasse pour la filière énergie.

Comme en Guyane l'exploitation du bois d'œuvre en forêt naturelle n'est ni rentable économiquement et ni durable, les plantations pourraient être une alternative (Hérault *et al.*, 2020), même s'il reste des freins à leur mise en place (Lopez, 2016). Si, pour fournir les besoins annuels actuels de bois d'œuvre (80 000 m³ de grumes) et de biomasse, 10 000 à 20 000 ha de plantations forestières pourraient s'avérer suffisants à la Guyane d'ici 20 à 30 ans, cet espace est actuellement indisponible et ne pourra pas être gagné sur l'espace agricole déjà en quête de place. Si, à moyen terme, les plantations forestières devront être réalisées sur des espaces agricoles plus ou moins dégradés et délaissés, aujourd'hui il est nécessaire de gagner une partie de cet espace sur la forêt naturelle pour que les objectifs de sécurité énergétique visés par la Collectivité territoriale de la Guyane soient atteints d'ici 2030. Cette présente étude s'inscrit dans la perspective de l'usage *a minima* d'espaces naturels forestiers, exploités jadis pour leur bois et finalement rétrocédés au secteur agricole et forestier en raison de dégâts d'exploitation plus ou moins importants.

En Guyane, les nouveaux espaces gagnés sur la forêt naturelle sont généralement acquis au travers de la mise en œuvre de défriches rudimentaires telles que l'abattage à la main assorti d'un brûlis qui achève les travaux de dégagement des rémanents et fertilise le sol. Ce type d'itinéraire, aussi connu sous l'appellation anglophone « *slash-and-burn* », est de plus en plus souvent réalisé au moyen de bulldozers et/ou de pelles mécaniques pour abattre le couvert, récupérer quelques bois d'œuvre et mettre en andain les rémanents (gros et petits bois) au centre ou en bordure de la parcelle ; les andains sont ensuite incendiés. Cet itinéraire est alors considéré comme non résilient, puisqu'il conduit à une dégradation du sol, plus particulièrement à sa compaction (Fritsch et Sarraïlh, 1986 ; Grimaldi *et al.*, 1993 ; Davidson *et al.*, 2008).

En Guyane, la compaction des sols pourrait expliquer l'échec de nombreuses plantations d'arbres. Cependant, c'est un aspect qui n'a jamais été pris en compte, ni étudié lors de la mise en place des projets de plantations forestières. La compaction des sols est la conséquence majeure

de la conversion de la forêt en espaces plantés. Juste après la déforestation, elle est maximale dans l'horizon de surface et généralement perceptible jusqu'à au moins 30 cm de profondeur (Grimaldi *et al.* 1993 ; Page-Dumroese *et al.*, 2006 ; Powers *et al.*, 2005 ; Don *et al.*, 2011). Elle est caractérisée par une augmentation de la densité apparente (DA ; Nawaz *et al.*, 2013 ; Cresswell et Hamilton, 2002), une diminution de la porosité (Grimaldi *et al.*, 1993), une résistance à la pénétration mécanique (Viana *et al.*, 2014), une diminution de la vitesse d'infiltration des eaux de pluie, ainsi que l'apparition éventuelle d'hydromorphie (Dawidowski et Koolen, 1987). La déforestation par abattis-brûlis peut aussi mener à une érosion hydrique importante, en raison de la faible couverture du sol et de la dégradation de la structure du sol (Fritsch et Sarraïlh, 1986 ; Grimaldi *et al.*, 1993). La compaction du sol est perceptible sur plusieurs années, voire des dizaines d'années (Kozłowski, 1999 ; Page-Dumroese *et al.*, 2006). Ses conséquences sur la végétation sont, à l'échelle de l'arbre, une limitation de la croissance racinaire (Daddow et Warrington, 1983), plus particulièrement quand la DA dépasse une valeur seuil (« *Growth-limiting bulk density* »), et à l'échelle du peuplement, une diminution du rendement/productivité des cultures ou plantations (Powers *et al.*, 2005 ; Viana *et al.*, 2014). Le non-retour rapide à l'état initial des propriétés physiques du sol dans les couches plus profondes (résilience) remet en cause les méthodes classiques de défriche mécanisée. Des alternatives existent en termes de préparation et d'itinéraires.

La méthode « *chop and mulch* » est une première alternative de déforestation sans brûlis. Elle consiste à broyer une partie de la végétation forestière en mulch qui est laissé à la surface du sol (Davidson *et al.*, 2008). Elle induit à court terme une compaction limitée des dix premiers centimètres du sol (Fujisaki, 2014), bien que la densité apparente puisse augmenter via le passage supplémentaire des machines au sol (Reichert *et al.*, 2014). Elle évite l'érosion des sols grâce aux débris de bois qui ont protégé le sol de l'énergie cinétique des pluies (Fujisaki, 2014). Dans les conditions climatiques de la Guyane ou similaires, nous avons trouvé peu d'études rapportant la mise en œuvre de cet usage après déforestation (Davidson *et al.*, 2008 ; Fujisaki, 2014 ; Fujisaki *et al.*, 2017). Par ailleurs, en Guyane, la plupart des études concernent un seul site (Combi) qui ne comporte que des ferralsols à drainage profond, avec une texture principalement sableuse (~ 20 % d'argiles de 0 à 30 cm ; Fujisaki, 2014). À notre connaissance, aucune étude n'a encore considéré des sols plus argileux qui sont très représentés en Guyane. Les observations rapportées par Fujisaki (2014) en matière de compaction sont-elles valables pour des sols plus argileux ?

La mise en place d'un couvert herbacé (graminées, légumineuses) est une deuxième méthode alternative qui peut permettre de restaurer la structure de sol compacté grâce à son système racinaire (Lesturgez *et al.*, 2004). Par ailleurs, le couvert herbacé peut constituer un relais de protection efficace du sol pour pallier la « fonte » rapide par décomposition du mulch sous climat tropical à forte pluviométrie. Finalement,

l'association de la méthode « chop and mulch » avec un couvert herbacé qui, à notre connaissance, n'a jamais été testée dans les plantations forestières semble constituer une alternative intéressante pour la Guyane.

L'objectif de cette étude est d'analyser l'évolution sur un an des propriétés du sol d'une parcelle forestière qui a été soumise à une défriche mécanisée alternative (utilisation d'engins sur chenilles de moins de 25 tonnes, absence de brûlis et préservation de la litière forestière), assortie d'un broyage des résidus de défriche (constitution d'un mulch) et de la mise en place d'un couvert herbacé sous un climat à très forte pluviométrie. Nous avons supposé que cet itinéraire alternatif a induit à court terme (juste après réalisation) une compaction du sol qui est maximale en surface et perceptible jusqu'aux 30 premiers centimètres ; un an après défriche, le sol n'a pas retrouvé les propriétés physiques de l'état initial T0, aussi bien en surface qu'en profondeur.

Matériels et Méthodes

Site d'étude

La parcelle de Régina est située au nord-est de la Guyane (4,224°N, 52,117°W) (photo 1). Le climat (figure 1a) est intermédiaire entre un type « équatorial » (Af) et un type « mousson » (Am), suivant la classification de Peel *et al.* (2007) (station météo Régina ; 2017-2018 ; pluviométrie annuelle moyenne : 3 800 mm ; température annuelle moyenne : 26 °C). D'une superficie de 7,2 ha, la parcelle est située dans un paysage de type « multi-convex and joint-valley » (figure 2), constitué de collines basses et de larges vallées (Guitet *et al.*, 2013). Son altitude est comprise entre 47 et 63 m, tandis que le cours d'eau le plus proche est à une altitude de 40 m. Les sols se sont développés à partir de l'altération de granites guyanais du Précambrien. Comme classiquement observé en Guyane (Boulet 1978), des ferralsols à structure microagrée

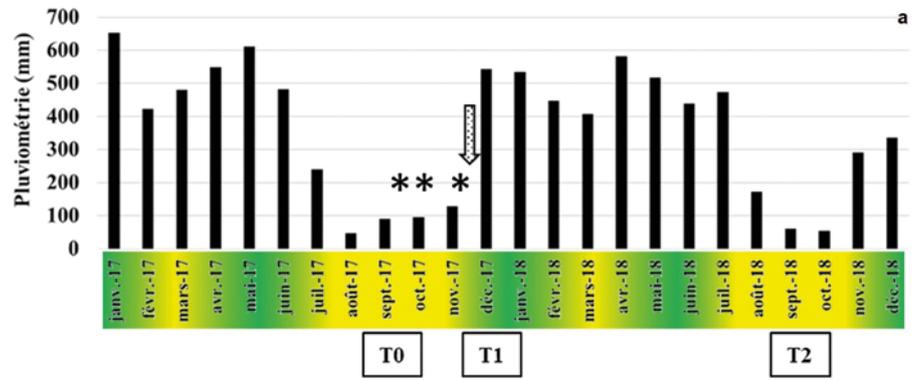
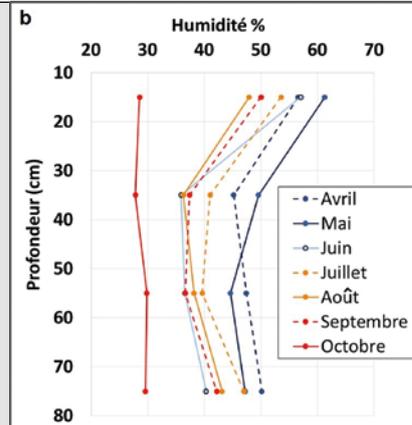


Figure 1.

a) Pluviométrie mensuelle de Régina (2017 et 2018 ; village situé à 12 km du site d'étude) sur une période recouvrant la préparation de la parcelle (* ; défriche, sortie des bois et broyage des résidus), la mise en place du couvert herbacé (L ; disquage, semis) et la réalisation des mesures des propriétés du sol (T0, T1 et T2). À Régina, les plus fortes valeurs pluviométriques sont atteintes autour du mois de mai (« grande saison des pluies »), tandis que les plus faibles sont observées durant les mois de septembre et octobre (« grande saison sèche »). Une « petite saison sèche » est aussi observée autour du mois de mars, ainsi qu'une « petite saison des pluies » autour des mois de décembre et de janvier (sources : Météo France). b) Humidité mensuelle (%) de la terre fine prélevée sur quatre points de contrôle de la parcelle, entre 10 et 80 cm de profondeur, d'avril à octobre 2018.

a) Monthly rainfall in Régina (2017 and 2018; village located 12 km from the study site) over a period covering plot preparation (*; clearing, wood removal and slash grinding), establishment of the herbaceous cover (L; disking, sowing) and the completion of soil property measurements (T0, T1 and T2). In Régina, the highest rainfall values are reached around May ("big rainy season"), while the lowest are observed during September and October ("big dry season"). A "short dry season" is also observed around March, as well as a "short rainy season" around December and January (sources: Météo France). b) Monthly moisture content (%) of fine soil taken from 4 control points on the plot, between 10 and 80 cm deep, from April to October 2018.



gée et bon drainage occupent le sommet et le haut de versant de la colline. Ils évoluent à partir du mi-versant en Acrisols à moins bon drainage, plus particulièrement en bas de versant et au voisinage des thalwegs. Sur le sommet de colline, les ferralsols contiennent 10 à 20 % de graviers de cuirasse arrondis nommés pisolithes dès l'horizon de surface, ainsi que de gros blocs de cuirasse parfois présents dès 40 cm de profondeur. Globalement, les sols sont acides et désaturés (tableau I). Au sein de la parcelle, la granulométrie varie en fonction de la topographie, avec une teneur en argile qui diminue du sommet de colline (50 %) à mi-versant (24 %).

Historique et itinéraire de préparation de la parcelle

La parcelle de Régina est implantée sur l'emprise d'une ancienne parcelle de 295 ha (n° CFR004) de la forêt de Régina-Saint-Georges dont l'exploitation forestière, qui s'élevait à environ 22 m³/ha, s'est achevée en 2004. Depuis, cette parcelle forestière a été exclue du Domaine forestier permanent (DFP) et rétrocedée en l'état au secteur agricole à cause des dégâts occasionnés par l'exploitation.

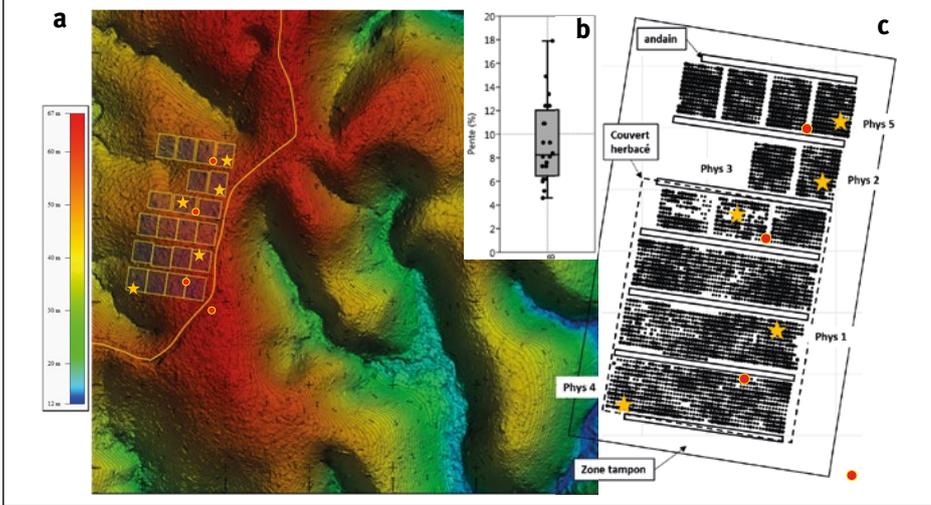


Figure 2.

Parcelle d'étude de Régina. a) Situation sur un relevé Lidar ; b) Pentences ; c) Organisation. La parcelle est à cheval sur un sommet de colline (64 m d'altitude). Son versant ouest est bordé par un bas-fond et une rivière (40 à 45 m d'altitude). Les pentes sont faibles à modérées ($8,8 \pm 3,5 \%$), minimales en haut de versant (5 %) et maximales à mi-versant (18 %). La figure 2c présente l'intensité de recouvrement du sol par le mulch matérialisé par un point à l'emplacement de chaque plant : absence de point = 0 %, 4 tailles croissantes de point pour respectivement 25, 50, 75 et 100 % de recouvrement. Les étoiles positionnent les différents points de contrôle Phys, tandis que les points rouges figurent les endroits de prélèvement de sol pour la mesure d'humidité saisonnière.

Regina study plot. a) Location on a Lidar survey; b) Slopes; c) Organisation. The plot straddles a hilltop (64 m altitude). Its western slope is bordered by a lowland and a river (40 to 45 m altitude). The slopes are low to moderate ($8.8 \pm 3.5\%$), minimal at the top of the slope (5%) and maximal at mid-slope (18%). Figure 2c shows the intensity of soil cover by the mulch, indicated by a dot at the location of each plant: no dot = 0%, 4 increasing sizes of dot for respectively 25, 50, 75 and 100% cover. The stars indicate the position of the different Phys control points, while the red dots indicate the soil sampling locations for the seasonal moisture measurement.

parcelle de Régina. La surface terrière sur la parcelle de Régina s'élèverait donc approximativement à 25,4 m²/ha pour une biomasse épigée de 354 t/ha.

La préparation de la parcelle a débuté en septembre 2017 durant la grande saison sèche (photo 2a). Les arbres du sous-bois (DBH < 20 cm) puis ceux du couvert dominant ont été couchés et dessouchés avec des pelles à godets sur chenilles n'excédant pas 25 t. Parmi les arbres du couvert dominant, 678 tiges d'un diamètre compris entre 26 et 180 cm (boîte à moustaches en cm : 28[34[42]53]180) ont été sorties de la parcelle au moyen d'un skidder à câble sur roues qui s'est plutôt déplacé sur des voies de circulation. Ne pouvant sortir qu'un à deux arbres par voyage, de nombreux allers-retours entre la parcelle et les zones de stockage alentour ont été effectués.

Les gros rémanents de défriche (billes de bois et restes de charpentières brisées, diamètre tige > 20 cm) qui n'ont pu être sortis ont été levés et mis en

En mai 2017, un relevé complet du couvert forestier (DBH ≥ 20 cm) sur l'emprise de la future parcelle de 7 ha a permis d'inventorier 1 153 arbres (165 arbres/ha) qui correspondaient à une surface terrière de 20,8 m²/ha et une biomasse épigée de 317,8 t/ha. La surface terrière et la biomasse épigée de la strate arborée du sous-bois (DBH < 20 cm) n'ont pas été mesurées sur la parcelle de Régina, car cela était trop chronophage, mais ont été estimées (4,58 m²/ha et 36,2 t/ha) à partir d'un inventaire exhaustif (10 cm ≤ DBH ≤ 19 cm) réalisé en 2019 (soit 9 ans après exploitation à 20 m³/ha) sur deux parcelles permanentes du dispositif Guyafor, Manaré I et Manaré II, d'une surface totale de 8,13 ha et situées à 13 km au sud-ouest de la

andains sur la parcelle (figure 2c) en préservant autant que possible la surface du sol. Les rémanents plus petits (petits troncs et bois raméal des couronnes ; diamètre tige < 20 cm) ont été triturés au moyen d'un broyeur à marteau monté sur un tracteur de 100 ch à la fin du mois de novembre 2017 (photo 2b), tandis que, détail important, les premières pluies humectaient la surface du sol. Au terme de cette phase, un mulch recouvrait presque intégralement la parcelle (photo 2b), avec toutefois des irrégularités de répartition (figure 2c).

La préparation de la parcelle s'est achevée fin novembre 2017 par la mise en place d'un couvert herbacé

Tableau I.

Propriétés physico-chimiques d'un profil de sol représentatif de la parcelle de Régina, situé en haut de versant.
Physico-chemical properties of a soil profile representative of the Regina plot, located at the top of the slope.

Horizon	Teneur en argiles (%)	Teneur en limons (%)	Teneur en sables (%)	pH eau	Teneur en carbone organique (%)	Teneur en azote total (‰)	C/N	CEC ^a	Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺	Na ⁺	TS (%)
									(cmol ⁺ /kg)				
0-5 cm	32,6	6,0	61,4	4,4	4,3	3,1	14,2	12,3	1,8	0,9	0,1	0,1	22
5-35 cm	40,8	6,0	53,2	4,6	2,2	1,8	12,5	8,3	0,4	0,2	0,0	0,0	8
35-55 cm	46,8	8,4	44,8	4,6	0,9	0,7	12,9	5,1	0,2	0,1	0,0	0,0	6
55-80 cm	31,0	23,1	45,9	5,0	0,8	0,6	13,5	4,1	0,4	0,2	0,0	0,0	16

^a Méthode Metson (acétate d'ammonium, pH7).



a) septembre 2017



b) novembre 2017



c) décembre 2017



d) février 2018



e) avril 2018



f) juillet 2018



g) septembre 2018



h) septembre 2018

Photos 2.

Aspects de la parcelle entre le démarrage et la fin de l'étude. a) à T0 avant défriche ; b) broyage des rémanents après défriche ; c) à T1, germination du riz pluvial ; d) et e) : installation clairsemée du riz pluvial dans une placette de tecks (*Tectona grandis*) ; f) : installation et domination de *Stylosanthes guianensis* dans une placette de tecks ; g) : à T2 dans une placette de tecks avec couvert herbacé de *S. guianensis* ; h) : à T2 dans une placette de bagasses (*Bagassa guianensis*) sans couvert herbacé.

Plot aspects between the start and the end of the study. a) at T0 before clearing; b) slash grinding after clearing; c) at T1, germination of rainfed rice; d) and e): sparse establishment of rainfed rice in a teak (*Tectona grandis*) plot; f): establishment and dominance of *Stylosanthes guianensis* in a teak plot; g): at T2 in a teak plot with *S. guianensis* herbaceous cover; h): at T2 in a bagasse plot (*Bagassa guianensis*) without herbaceous cover.

Photos E. A. Nicolini (a, b, d, e, f, g, h) et A. de Haldat du Lys (c).

sur deux tiers de la parcelle. L'opération a nécessité un disquage superficiel (10 à 15 cm) qui n'a pas mixé mulch et terre minérale, puis la réalisation simultanée d'un chaulage (étendu à toute la zone plantée ; dolomie compactée Cical 0,79 t/ha + dolomie phosphatée Fertifort 0,68 t/ha) et du semis de quatre plantes de couverture en mélange : deux graminées (riz pluvial, *Oryza sativa* L. et *Brachiaria humidicola* (Rendle) Schweick.) et deux légumineuses (*Stylosanthes guianensis* S.W., *Centrosema pascuorum* Marth. ex Benth.).

En décembre 2017, les trous de plantation ont été préparés manuellement avec apport d'engrais en fond (50 g de NPK 17-17-17), puis refermés. En janvier 2018, la parcelle a été plantée de quatre essences arborées commerciales : deux natives, la bagasse (*Bagassa guianensis* Aubl.) et le laurel (*Cordia alliodora* (Ruiz et Pav.) Cham), retenues pour leurs propriétés intéressantes de leur bois (Morel *et al.*, 2017), ainsi que deux exotiques, le niangon (*Tarrietia utilis* (Sprague) Sprague) et le teck (*Tectona grandis* L.F.), au sein de 21 placettes (figure 2), selon un maillage unitaire de 2,5 m x 3,5 m correspondant à une densité de 1 148 arbres/ha.

Après la plantation, plus aucune opération mécanisée n'a eu lieu. En revanche, un retrait manuel systématique des adventices ligneuses a été réalisé sur l'ensemble de la zone plantée. Ainsi, dans les placettes sans couvert herbacé, le sol apparaissait soit nu, soit irrégulièrement recouvert de mulch durant toute la période des mesures (photo 2h).

Protocole d'étude des sols

Trois campagnes de mesures des propriétés physiques des sols ont été réalisées (figure 1a) : la première en septembre 2017 (T0 ; « grande saison sèche ») quand le couvert forestier initial était encore présent ; la deuxième en décembre 2017 (T1 ; « petite saison des pluies »), juste après la défriche et avant la plantation ; la troisième en septembre 2018 (T2 ; « grande saison sèche »), 8 mois après la plantation. À T0, cinq points de contrôle permanents ont été positionnés (Phys1 à Phys5 ; figure 2) afin d'être représentatifs de la variabilité pédologique et topographique de la parcelle, et en évitant les anciennes pistes de débardage encore visibles.

Lors de chaque campagne (T0, T1, T2), nous avons mesuré la quantité de litière du sol, la vitesse d'infiltration de l'eau dans le sol, la densité apparente, et nous avons prélevé des échantillons, en vue d'analyses granulométriques et chimiques au laboratoire, au voisinage immédiat de chacun des cinq points de contrôle (Phys1 à Phys5).

La litière du sol

Les différents composants de la litière (feuilles, branches, graines...) ont été prélevés lors de chacune des trois campagnes de mesures sur un carré de 0,25 m², jusqu'à atteindre l'horizon organo-minéral A du sol. Nous avons répété cette mesure trois fois de manière aléatoire dans un rayon de 5 m autour de chaque point de contrôle (soit 15 prélèvements disjoints par campagne comptant pour 3,75 m² échantillonnés). Les prélèvements ont été séchés en étuve à 105 °C pendant au moins 24 h, triés suivant leur nature ligneuse ou non, puis tamisés suivant plusieurs fractions :

≤ 2 mm, entre 2 et 5,6 mm, > 5,6 mm et supérieur à une dizaine de centimètres (morceaux de bois).

La biomasse organique du couvert herbacé

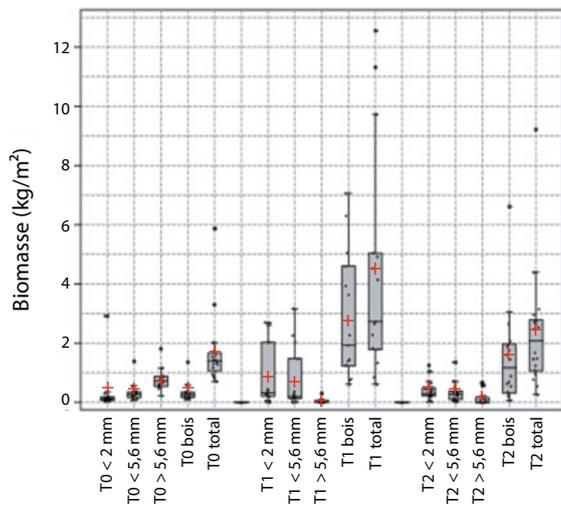
Un seul relevé de la biomasse capitalisée du couvert herbacé a été réalisé à la fin de la période de mesure (30/04/2019). Ce relevé a consisté à prélever intégralement la biomasse épigée sur une surface unitaire de 0,16 m² au centre de chacune des 15 placettes avec couvert herbacé. Au laboratoire, chaque prélèvement a été séché durant 3 jours à 105 °C, puis pesé (masse sèche anhydre ; MS).

La vitesse d'infiltration de l'eau

La vitesse d'infiltration de l'eau dans le sol a été mesurée en effectuant le test simplifié de Beerkan (Braud *et al.*, 2005). Plus précisément, un volume d'eau de 20 cl a été versé dans un cylindre PVC de 16 cm de diamètre et de 10 cm de haut, enfoncé de 2 à 4 cm dans le sol de surface dont la couverture éventuellement présente (litière, mulch) a été intégralement préservée. Cette quantité d'eau versée équivaut à une lame d'eau de 10 mm de hauteur. Le volume d'eau a été versé sur un film plastique préalablement posé au fond du cylindre pour éviter un effet « splash » et la formation d'une croûte de battance qui aurait modifié la vitesse d'infiltration de l'eau. Nous avons ensuite mesuré la durée entre l'instant où le film plastique a été retiré et celui où l'eau avait intégralement disparu de la surface du sol dans le fond du cylindre. Dès que le fond du cylindre était vide d'eau, nous avons répété cette opération et la mesure, jusqu'à ce que la durée soit constante pendant au moins trois mesures. Cette durée correspond à la vitesse d'infiltration en conditions saturées. En pratique, lors des campagnes T0 et T1, le test d'infiltration a été réalisé pour chacun des 5 Phys en infiltrant 5 à 15 volumes d'eau par test. Lors de la campagne T2, le test a été réalisé sur 15 points qui correspondaient aux 5 Phys et à 10 points complémentaires afin de prendre en compte les trois modalités suivantes : présence d'un couvert herbacé avec ou sans mulch (n = 5) ; mulch sans couvert herbacé (n = 5) ; sol nu (n = 5). Pour chaque test, nous avons estimé la vitesse d'infiltration en calculant la pente de régression entre le temps cumulé d'infiltration et le volume cumulé d'eau infiltré, en considérant seulement les mesures à partir desquelles la durée d'infiltration était constante.

La densité apparente du sol

La densité apparente du sol (DA) a été mesurée à moins de 2 m de l'emplacement où a été mesurée la vitesse d'infiltration de l'eau, aux profondeurs de 0-5 cm, 5-10 cm, 10-15 cm, 15-20 cm, 20-25 cm et 25-30 cm, en appliquant la méthode du cylindre (Baize, 2000). Les échantillons prélevés avec un cylindre de 250 cm³ ont été pesés à l'état sec après 48 h de séchage à 105 °C dans une étuve. La densité apparente a été calculée en faisant le rapport de sa masse anhydre par son volume initial (250 cm³). Par ailleurs, nous avons séparé la fraction d'éléments grossiers (> 2 mm) de la fraction de terre fine (≤ 2 mm) au moyen d'un tamis pour chaque échantillon prélevé. Les différentes fractions ont ensuite été pesées à l'état sec après une nouvelle séquence de 24 h de séchage à 105 °C dans une étuve.

**Figure 3.**

Boîtes à moustaches des masses anhydres (kg/m^2) des différentes fractions constituant la couverture de matière organique recouvrant le sol au cours des trois campagnes de mesures : avant (T0 ; litière forestière) et après défriche (T1 et T2 ; *mulch*). Ces différentes fractions sont les éléments issus des productions organiques principalement végétales (tiges, feuilles) ayant des tailles différentes en raison de leur degré de décomposition au moment des mesures : < 2 mm, comprises entre 2 et 5,6 mm ; > 5,6 mm et supérieures à une dizaine de centimètres (gros bois). Les points noirs représentent les valeurs mesurées, la croix rouge : la moyenne. *Box plots of the anhydrous masses (kg/m^2) of the different fractions constituting the organic matter cover of the soil during the 3 measurement campaigns: before (T0; forest litter) and after clearing (T1 and T2; mulch). These different fractions are the elements resulting from organic productions, mainly vegetal (stems, leaves), having different sizes due to their degree of decomposition at the time of the measurements: < 2 mm, between 2 and 5.6 mm, > 5.6 mm and higher than about ten centimetres (large wood). The black dots represent the measured values, the red cross: the mean.*

La teneur en eau du sol

La teneur en eau du sol a été mesurée afin d'estimer sa fluctuation saisonnière moyenne au sein du profil de sol de la parcelle. Un prélèvement mensuel de sol à la tarière a été effectué à plusieurs profondeurs (10-20 cm, 30-40 cm, 50-60 cm et 70-80 cm) d'avril à octobre 2018, au niveau de trois points dans la parcelle et un point hors parcelle (figure 2c). Sur le terrain, chaque échantillon de sol était placé dans un sachet hermétique. Au laboratoire, chaque échantillon a été pesé à l'état frais, puis à l'état sec après 48 h de séchage à 105 °C dans une étuve. Le tamisage a permis d'isoler la terre fine des éléments grossiers et de déduire la teneur en eau contenue dans la terre fine à différents moments de l'année. C'est en grande saison des pluies (avril à mai) que la teneur en eau du sol (figure 1b) était la plus importante (45 à 61 %), tandis qu'elle était minimale à la fin de la grande saison sèche ($\approx 30\%$ en octobre) et homogène sur tout le profil. Durant la grande saison des pluies et le début de la grande saison sèche (avril à septembre), la teneur en eau variait le long du profil : les teneurs les plus élevées (48 à 62 %) ont été trouvées dans la couche de surface (0-10 cm), et les plus faibles (35 à 50 %) à mi profondeur (35 à 55 cm).

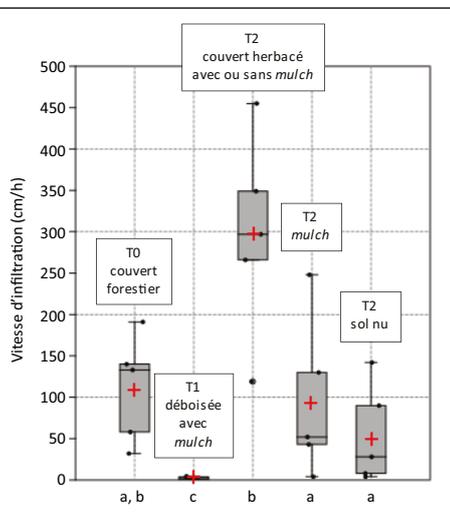
Résultats

Évolution de la surface de la parcelle

À T0, la parcelle était intégralement recouverte de forêt (photo 2a). À T1, la surface de la parcelle était majoritairement recouverte de *mulch* et le couvert herbacé était au stade de germination. La première espèce herbacée à s'installer a été le riz pluvial, mais de manière clairsemée (photos 2c, d et e). Puis *C. pascuorum* s'est installée entre les plants de riz sur l'ensemble de la parcelle semée, comblant les vides. Finalement, *Stylosanthes guianensis*, qui aura été l'espèce la plus tardive, a intégralement supplanté toutes les espèces qui ont soit disparu (riz), soit sont devenues rares (*C. pascuorum*) en juillet 2018 (photo 2f), *B. humidicola* ne s'étant jamais développée. À T2, *S. guianensis* couvrait toujours et de manière exclusive les placettes semées (photo 2g). Sa biomasse épiquée était de $2,02 \pm 0,53 \text{ kg}/\text{m}^2$ de MS. Dans les placettes sans couvert herbacé, le sol était nu ou couvert de *mulch* (photo 2h).

Litière du sol

À T0, le sol des points de contrôle était recouvert en moyenne de $1,68 \pm 1,22 \text{ kg}/\text{m}^2$ de MS composée de litière forestière. À T1, il était recouvert de $4,41 \pm 3,81 \text{ kg}/\text{m}^2$ de MS composée majoritairement du *mulch* de la matière ligneuse (64 %) apportée par le broyage des rémanents (figure 3). À T2, le sol était encore recouvert de $2,35 \pm 2,02 \text{ kg}/\text{m}^2$ de MS. Cette MS est représentée pour plus de la moitié par la matière ligneuse apportée par le broyage des rémanents, l'autre moitié étant représentée par de la MS plus fine issue de la litière forestière mais aussi de la dégradation plus avancée des rémanents de défriche (feuilles et petits rameaux).

**Figure 4.**

Vitesse d'infiltration de l'eau dans le sol de surface à T0, T1 et T2 suivant les différents états de surface (couvert herbacé, *mulch*, sol nu). Les points noirs représentent les valeurs mesurées, la croix rouge : la moyenne. Les modalités avec une lettre commune n'ont pas de médianes significativement différentes (test de Kruskal-Wallis ; 1%). *Infiltration rate of the surface soil at T0, T1 and T2 according to the different surface conditions (grass cover, mulch, bare soil). The black dots represent the measured values, the red cross: the mean. Modalities with a common letter do not have significantly different medians (Kruskal Wallis test; 1%).*

Vitesse d'infiltration de l'eau

À T0, la vitesse d'infiltration moyenne était de 111 cm/h. Cette propriété était bien corrélée positivement avec la teneur en argile des Phys ($R^2 = 0,76$). À T1, cette vitesse moyenne avait chuté à 2 cm/h, soit 55 fois moins élevée qu'en T0. À T2, cette vitesse moyenne était specta-

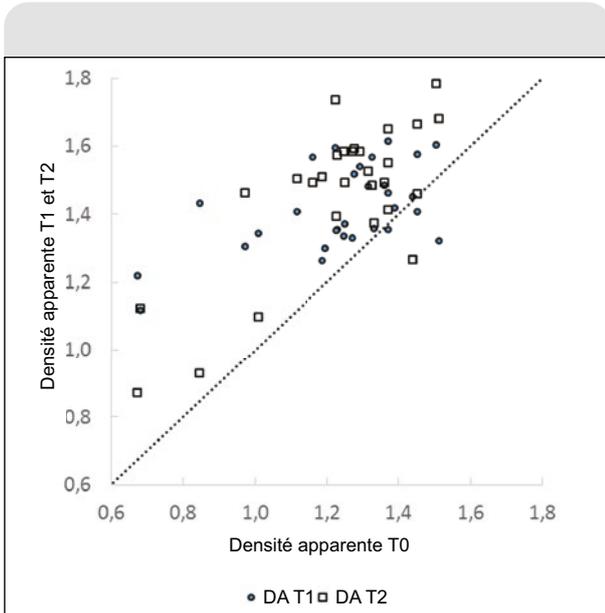


Figure 5. Densité apparente à T1 (après défriche) et à T2 (8 mois après plantation), relativement à la densité apparente initiale à T0 (forêt). La ligne brisée correspond à des densités apparentes égales entre T1 et T0 ou entre T2 et T0.
Apparent density at T1 (after clearing) and T2 (8 months after planting), relative to the initial apparent density at T0 (forest). The broken line corresponds to equal bulk densities between T1 and T0 or between T2 and T0.

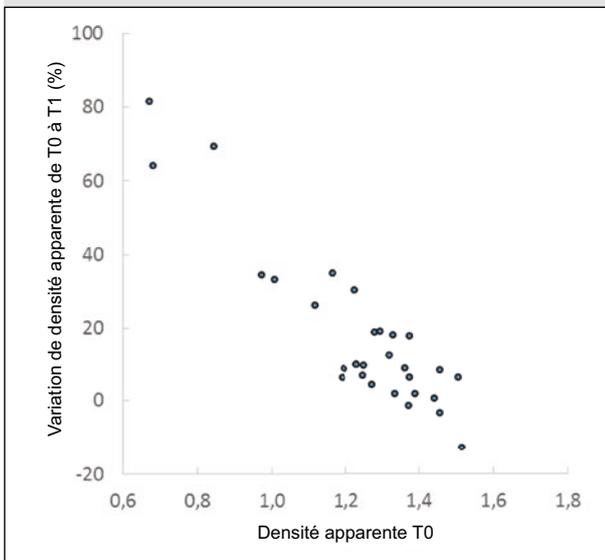


Figure 6. Variation en % de la densité apparente à T1 (après défriche), relativement à la densité apparente initiale, T0 (forêt).
Change in % of bulk density at T1 (after clearing), relative to the initial bulk density, T0 (forest).

Tableau II.

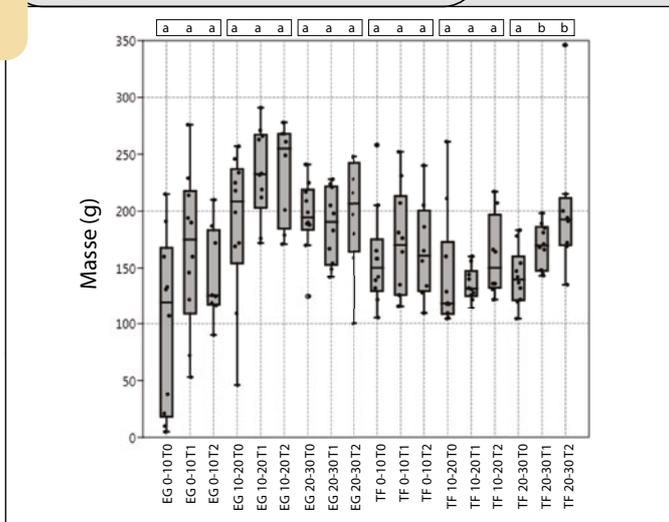
Évolution de la densité apparente durant les trois campagnes de mesures T0 (forêt), T1 (après défriche) et T2 (8 mois après plantation), à différentes profondeurs. Les valeurs représentent les moyennes \pm écart-type, calculées à partir de cinq points de mesure (Phys1 à Phys5). Pour chaque profondeur, les lettres indiquent des différences (analyse de variance à mesures répétées, en considérant la campagne de mesures à effet fixe et les points de mesure à effet aléatoire, $P < 0,05$) entre les campagnes.
Evolution of bulk density during the 3 measurement campaigns T0 (forest), T1 (after clearing) and T2 (8 months after planting), at different depths. The values represent the means \pm standard deviation, calculated from 5 measurement points (Phys1 to Phys5). For each depth, the letters indicate differences (repeated measures analysis of variance, considering the fixed effect measurement campaign and the random effect measurement points, $P < 0.05$) between campaigns.

Profondeur	Campagnes de mesures		
	T0 (forêt)	T1 (après défriche)	T2 (8 mois après plantation)
0-5 cm	0,88 \pm 0,22b	1,28 \pm 0,12a	1,01 \pm 0,12b
5-10 cm	1,19 \pm 0,17b	1,41 \pm 0,10a	1,46 \pm 0,06a
10-15 cm	1,34 \pm 0,10a	1,47 \pm 0,11a	1,53 \pm 0,17a
15-20 cm	1,31 \pm 0,08b	1,49 \pm 0,14a	1,53 \pm 0,09a
20-25 cm	1,30 \pm 0,09c	1,43 \pm 0,10b	1,57 \pm 0,07a
25-30 cm	1,40 \pm 0,12b	1,42 \pm 0,12b	1,58 \pm 0,15a

culairement remontée à 149 cm/h, soit 65 fois plus élevée qu'en T1. Quel que soit l'état de surface du sol (couvert herbacé, mulch, sol nu), elle était toujours significativement plus élevée qu'en T1 (figure 4). De plus, la vitesse d'infiltration en T2 était généralement supérieure à celle en T0 pour les sols sous couvert herbacé, similaire pour les sols avec mulch et légèrement inférieure pour les sols nus (figure 4).

Densité apparente

À T0, les DA étaient en moyenne comprises entre 0,88 et 1,40 (tableau II). Les valeurs les plus faibles étaient en surface (0-5 cm) comme cela est classiquement observé. À T1, les DA étaient en moyenne comprises entre 1,28 et 1,49 (tableau II). Entre T0 et T1, la DA a augmenté significativement à 0-5 cm, 5-10 cm, 15-20 cm et 20-25 cm de profondeur, en moyenne respectivement de 0,40, 0,22, 0,18 et 0,13. Plus globalement, pour un Phys et une profondeur donnés, la DA en T1 avait presque toujours des valeurs plus élevées qu'en T0 (figure 5). De plus, l'augmentation de la DA entre T0 et T1 était très corrélée négativement ($R^2 = 0,83$) à la DA initiale en T0 : importante (64 à 82 %) quand les DA à T0 étaient faibles ($< 0,9$) et quasi nulle quand les DA à T0 étaient proches de 1,4 (figure 6). À T2, les DA étaient en moyenne

**Figure 7.**

Masse de terre fine (TF) et des éléments grossiers (EG) mesurés à 0-10 cm, 10-20 cm et 20-30 cm de profondeur à T0, T1 et T2. Les points noirs représentent les valeurs mesurées. Les modalités avec une lettre commune n'ont pas de médianes significativement différentes entre les trois campagnes de mesures, pour une fraction granulométrique (TF, EG) et une profondeur données.

Mass of fine soil (TF) and coarse soil (CS) measured at 0-10 cm, 10-20 cm and 20-30 cm depth at T0, T1 and T2. The black dots represent the measured values. Modalities with a common letter do not have significantly different medians between the 3 measurement campaigns, for a given grain fraction (TF, EG) and depth.

comprises entre 1,01 et 1,58 (tableau II). Entre T1 et T2, la DA a significativement diminué à 0-5 cm de profondeur de 0,27, tandis qu'elle a augmenté à 20-25 cm et 25-30 cm de profondeur, en moyenne respectivement de 0,14 et 0,16. Finalement, entre T0 et T2, la DA a significativement augmenté à 5-10 cm, 15-20 cm, 20-25 cm et 25-30 cm de profondeur, en moyenne respectivement de 0,27, 0,22, 0,27 et 0,18.

Masse des fractions de terre fine et d'éléments grossiers

La masse de la fraction d'éléments grossiers était très variable, plus particulièrement dans la couche de surface. Néanmoins, elle n'a montré aucune évolution significative entre T0 et T2 (figure 7) quelle que soit la profondeur. La même observation a été faite pour la fraction de terre fine à 0-10 cm et 10-20 cm de profondeur. En revanche, la masse de la terre fine à 20-30 cm de profondeur a augmenté significativement entre T0 et T2 (figure 7).

Discussion

Compaction maximale en surface juste après la défriche

Nous avons supposé que la défriche mécanisée alternative avait provoqué sur le court terme (à la fin de la défriche) une compaction du sol qui était maximale en surface. Nos résultats valident cette hypothèse puisque nous avons montré qu'après la défriche (T1). La compaction était la plus sévère quand la DA initiale était la plus faible, une spécificité de la couche de surface 0-5 cm (tableau II, figure 6). Nos résultats sont similaires à ceux trouvés par Page-Dumroese *et al.* (2006) à partir d'un réseau de 12 stations en Amérique du Nord. Ils s'expliquent, d'une part, par une faible DA initiale et en parallèle une grande porosité et macroporosité dans la couche de surface grâce à l'activité biologique (macrofaune, racines fines...) et, d'autre part, par une réduction de cette macroporosité sous l'effet des forces de compression des machines utilisées lors du défrichement (Powers *et al.*, 2005). Notre étude étend donc à des sols tropicaux des résultats trouvés sur des sols tempérés d'Amérique du Nord (Powers *et al.*, 2005 ; Page-Dumroese *et al.*, 2006).

De plus, nous avons trouvé que la forte compaction du sol en surface a été accompagnée de la perte quasi complète des capacités d'infiltration, avec une vitesse d'infiltration qui a chuté d'un rapport de 55 (de 111 à 2 cm/h) entre l'état initial sous couvert forestier (T0) et après la défriche (T1) (figure 4). Cette chute est plus importante que celle observée par Alegre et Cassel (1996) au Pérou, puisqu'ils avaient trouvé qu'un défrichement mécanisé avait réduit la vitesse d'infiltration d'un rapport de 8 (de 42 à 5 cm/h). Dans notre étude, la chute de la capacité d'infiltration a probablement été amplifiée par le fait que la fin de la défriche en 2017 (broyage des résidus du 21/10 au 19/11, disquage du 30/11 au 01/12) a été réalisée lors des premières pluies qui ont suivi la grande saison sèche (figure 1a). Ces premières pluies (65 mm entre le 26/11/2017 et le 01/12/2017) ont certainement d'abord humecté la couche de surface, ce qui l'a rendue plus sensible à la compression, avec comme conséquence une interruption de la continuité des pores (Schack-Kirchner *et al.*, 2007). Bien que la durée de la grande saison sèche en Guyane soit assez courte, nous recommandons donc que tous les travaux de défriche soient entièrement terminés avant le démarrage de la saison des pluies (mi-novembre) pour éviter d'amplifier la compaction du sol de surface.

Épaisseur impactée par la compaction juste après la défriche

Nous avons supposé que la défriche mécanisée alternative avait provoqué sur le court terme une compaction du sol jusqu'aux 30 premiers centimètres de profondeur. Nos résultats valident partiellement cette hypothèse puisque nous avons observé après défriche (T1) une compaction du sol jusqu'à seulement 25 cm de profondeur. Nos résultats sont cohérents avec ceux de Grimaldi *et al.* (1993) qui observaient qu'après une déforestation mécanisée sur des ferralsols en Amazonie l'épaisseur du sol concernée par la compaction variait entre 20 et 40 cm de profondeur. Plusieurs études ont expliqué la propagation de la compaction des couches superficielles aux couches plus profondes (Ampoorter *et al.*, 2007 ; Nawaz *et al.*, 2013). Lors du premier passage, la compaction affecte principalement la couche de surface qui absorbe les forces de compression en perdant sa macroporosité et en se densifiant. Lors des passages suivants, les forces de compression sont transmises par les couches de surface densifiées aux couches profondes qui se densifient à leur tour. Chaque passage supplémentaire

d'engin propage un peu plus profond la densification. Ainsi, la densification/compaction peut aller jusqu'à 60 cm de profondeur (Greacen et Sands, 1980) en fonction du nombre de passages, du poids des engins et de la teneur en eau du sol.

Dans notre étude, la compaction ne s'est pas propagée au-delà de 25 cm malgré plusieurs passages (certainement moins de 10 passages) au cours du débardage des gros bois, ce qui aurait dû favoriser la compaction en profondeur (Greacen et Sands, 1980). Trois raisons pourraient expliquer ce résultat. La première raison est liée au fait que ce débardage des gros bois a été réalisé durant la grande saison sèche, période durant laquelle les sols ont généralement bien ressuyé sur tout le profil (figure 1b). Ceci a certainement limité la compaction en profondeur (Schak-Kirchner *et al.*, 2007) et la formation d'ornières à la surface du sol. Dans notre étude, nos observations de terrain confirment ce point : absence d'ornière à la surface du sol après la défriche mécanisée effectuée en 2017 durant la grande saison sèche mais présence d'anciennes ornières de 30 à 60 cm de profondeur, vestiges du passage d'engins de débardage lors d'une exploitation forestière effectuée en 2004 durant la saison des pluies. La deuxième raison est liée au fait que les couches de sol plus profondes sont intrinsèquement plus denses avec des valeurs moyennes de 1,4, donc peu sensibles à la compaction (tableau II, figure 6). Enfin, la troisième raison est le faible poids des engins qui ont circulé et qui ont exercé une pression réduite sur le sol en g/cm^2 (Schjonning *et al.*, 2012).

Un an après défriche, le sol a retrouvé les propriétés physiques de l'état initial T0 à 0-5 cm mais pas à 20-30 cm de profondeur

Nous avons supposé qu'un an après défriche le sol n'avait pas retrouvé les propriétés physiques de l'état initial sous couvert forestier, aussi bien en surface qu'en profondeur. Nos résultats valident partiellement cette hypothèse puisque nous avons trouvé des résultats opposés entre la surface et la profondeur : la couche de surface 0-5 cm a retrouvé des valeurs de DA et de capacité d'infiltration similaires à celles de l'état initial sous couvert forestier (tableau II, figure 4) (hypothèse rejetée), tandis que les couches plus profondes ne sont pas revenues à leur état initial (hypothèse validée).

Ce résultat pour la couche de surface 0-5 cm est peu courant. En effet, habituellement, il faut au moins trois années (forêts du nord-est de la France, par exemple ; Goutal *et al.* (2012), voire plusieurs dizaines d'années, pour qu'un sol compacté par une exploitation forestière retrouve ses propriétés physiques initiales, même en surface (Kozlowski, 1999). Comme un sol reconstruit « naturellement » sa porosité et ses propriétés physiques principalement grâce aux racines fines qui ont une action précoce (Bottinelli *et al.*, 2014), et grâce à la macrofaune du sol qui a une action plus tardive (Bottinelli *et al.*, 2014 ; Capowiez *et al.*, 2012), le retour rapide à des valeurs de DA et de capacité d'infiltration initiales en surface est donc principalement relié aux différents choix de l'itinéraire (absence du brûlis, couvert herbacé, mulch) qui ont favorisé le développement des racines

fines et relativement préservé l'activité de la macrofaune du sol. Ainsi :

- lors de la défriche, l'absence de brûlis n'a pas rajouté un impact négatif sur la macrofaune du sol (Rossi *et al.*, 2010) à ceux causés par le retrait du couvert forestier et le tassement du sol (Ruiz *et al.*, 2008) ;

- le couvert herbacé de *S. guianensis* s'est très bien développé avec une biomasse épigée de $20 \pm 5,3$ t/ha de MS, similaire à celle observée par Saito *et al.* (2006) au Laos ; l'excavation de plus d'une dizaine de pieds issus du couvert herbacé de *S. guianensis* a permis d'observer la présence généralisée et en abondance de leurs racines dans les 15 premiers centimètres de profondeur ; nos observations corroborent celles de Lesturgez *et al.* (2004) qui ont montré en Thaïlande et sur sols sableux que les racines de *Stylosanthes hamata* ont la capacité de pénétrer des couches compactes après une période de culture comprise entre 4 mois et 2 ans, en augmentant la macroporosité du sol ;

- le mulch a certainement protégé la macrofaune du sol qui a pu subsister dans les couches superficielles du sol après la défriche. Cette macrofaune, majoritairement composée de lombrics (adultes, œufs) et de fourmis, occasionnellement de termites, a certainement bénéficié de la protection du mulch, connu pour maintenir fraîcheur et humidité (Manu *et al.*, 2017) ; dans ces conditions, la macrofaune a pu reprendre plus rapidement et régénérer en partie la macroporosité perdue (Lal, 1988).

Notre protocole expérimental ne nous a pas permis d'estimer l'effet des différents états de surface du sol (couvert herbacé, mulch, sol nu) sur la DA du sol de surface. En revanche, il nous a permis d'estimer leur effet sur la capacité d'infiltration en surface, 9 mois après que cette capacité avait drastiquement chuté de 111 cm/h (couvert forestier) à 2 cm/h (après défriche). Nous avons trouvé que cette capacité était remontée à des valeurs moyennes de 297 cm/h, 95 cm/h et 54 cm/h, respectivement pour les sols sous couvert herbacé, les sols avec mulch et les sols nus (figure 4). Cette remontée a été spectaculaire pour les sols sous couvert herbacé puisque la capacité d'infiltration a même dépassé celle de l'état initial. Ce résultat suggère que les racines de *S. guianensis* jouent un rôle majeur dans la circulation de l'eau dans le sol qui suit certainement préférentiellement le réseau racinaire, notamment lorsque les racines meurent et laissent des « biopores » libres (Dexter, 1991). De plus, il est surprenant que les sols nus aient retrouvé des capacités d'infiltration correctes même si elles sont légèrement inférieures à celles de l'état initial, sous couvert forestier. En effet, comme cela a été montré par Natal da Silva *et al.* (2016) dans l'État du Minas Gerais (Brésil), la température à 5 cm de profondeur sous un sol nu peut atteindre 44 à 46 °C durant la journée ; nous avons mesuré 44 °C en plein midi dans les sept premiers centimètres de sol (résultats non présentés). L'explication de ce retour à cette capacité d'infiltration doit plutôt être recherchée, d'abord, dans l'alternance marquée entre épisodes secs et épisodes humides en Guyane (figure 1a), qui contribue à craqueler le sol de surface et rompre partiellement l'intégrité de la couche même compactée par un effet d'origine mécanique (Dexter,

1991), ce qui améliore alors la capacité d'infiltration. On ne peut toutefois exclure l'effet de la macrofaune qui n'a pas dû être si contrainte en l'absence de brûlage. Par ailleurs, les taches de sol nu étant de faibles dimensions ($\pm 10 \text{ m}^2$), la macrofaune aura pu se propager depuis les zones couvertes de mulch vers les zones de sol nu. Enfin, à l'instar des zones couvertes d'herbacées, cette capacité d'infiltration retrouvée des sols nus pourrait aussi provenir de l'effet du développement latéral des racines des espèces plantées (bagasse et teck ; jusqu'à 2 m des troncs dès la première année), comme celui des recrûs ligneux ou herbacés natifs qui n'étaient pas immédiatement arrachés manuellement lors des entretiens périodiques.

Nous avons noté qu'un an après défriche plusieurs couches en profondeur n'avaient pas retrouvé des valeurs de DA similaires à celles de l'état initial (tableau II), contrairement à celles de surface. Ce résultat est similaire à plusieurs travaux qui ont montré qu'après compaction l'amélioration des propriétés physiques du sol était très lente, plus particulièrement en profondeur (Kozłowski, 1999 ; Nawaz *et al.*, 2013). Cette différence de vitesse de reconstitution entre la profondeur et la surface s'explique certainement par le fait que les deux principaux acteurs de la reconstitution de la porosité d'un sol, la macrofaune du sol et les racines fines, se trouvent majoritairement dans l'horizon de surface (Lal, 1988 ; Barros *et al.*, 2001). Par conséquent, l'impact positif de ces processus biotiques sur la porosité diminue rapidement avec la profondeur.

Nous avons aussi trouvé que, pour les couches 20-25 cm et 25-30 cm de profondeur, la DA avait continué d'augmenter malgré l'absence d'intervention mécanisée. Ce résultat est similaire à celui de Page-Dumroese *et al.* (2006) qui montraient que la DA à 20-30 cm continuait d'augmenter 5 ans après une exploitation forestière. Ce n'est donc pas l'aspect mécanique de l'intervention qui est à l'origine directe de cette aggravation mais plutôt le retrait du peuplement d'origine. Une explication à ce phénomène pourrait

être le remplacement de la matière organique en décomposition (racines, par exemple) par de la terre fine (TF) : la décomposition rapide de la matière organique dégage des espaces vides (macropores) qui sont remplis par de la terre fine. En effet, nous observons bien une augmentation de la masse de terre fine (TF) à la profondeur de 20 à 30 cm entre T0 et T2 (figure 7). D'où vient cette terre fine qui contribue à densifier cette couche ? Si elle provenait d'un lessivage, nous aurions dû aussi observer une diminution de la masse de terre fine de surface entre T0 et T2, ce qui n'est pas le cas. Finalement, l'hypothèse d'un affaissement et de la réduction de la macroporosité sous la pression des couches supérieures après minéralisation rapide de la matière organique reste la plus plausible.

Conclusion

Notre étude a testé l'effet sur la compaction du sol d'une défriche mécanisée « allégée » : (1) défriche effectuée principalement en grande saison sèche par des engins à chenilles de moins de 25 t ; (2) absence d'un brûlis et (3) conservation de la litière forestière ; (4) broyage des rémanents constituant un mulch ; (5) mise en place d'un couvert herbacé. Cette défriche n'a pas empêché la compaction sévère de l'horizon de surface juste après la défriche, mais elle a permis de retrouver les propriétés initiales seulement 9 mois après la défriche, un résultat spectaculaire par rapport aux études antérieures. À l'instar de Raunet (2003), qui considère les systèmes de culture sur couverture végétale comme une solution d'avenir pour les plantations forestières, nous recommandons aussi cet itinéraire de culture sur couvert végétal qui a protégé, voire favorisé, la macrofaune du sol et le développement racinaire du couvert herbacé de *Stylosanthes guianensis* S.W., les deux principaux acteurs de la porosité d'un sol. Toutefois, à moyen terme, cette défriche n'a pas empêché la compaction des couches de profondeur qui pourrait contraindre le système racinaire et la croissance de certaines espèces plantées.

Remerciements

Cette étude a pu être conduite en Guyane grâce aux soutiens financiers de l'ADEME (« *Ethical Forest Planting* » ; convention 1745C0013 ADEME-CIRAD) et du FEDER (« *ForesTree-Culture 2* » ; Synergie GY0011202). Nous remercions Jacques Beauchêne (CIRAD, UMR Ecofog) qui nous a permis d'utiliser les infrastructures du laboratoire de sciences du bois de Pariacabo. Nous remercions aussi Faustine Ruggieri, Étienne Hamann et Nicolas Roura, étudiants du module de formation « Écologie, gestion et valorisation des forêts tropicales humides » de l'UMR Ecofog, qui ont contribué à cette étude en septembre 2018. Enfin, nous remercions les deux relecteurs anonymes pour leurs commentaires pertinents sur une première version du manuscrit.



Photo 3.

Jeunes bagasses (*Bagassa guianensis*, Moraceae) âgées de 4 mois croissant sur un sol semé d'herbacées et recouvert de mulch. En mai 2018, seul le riz pluvial s'était installé de manière éparse. Il sera intégralement remplacé par *Stylosanthes guianensis* qui occupera toute la surface 2 mois plus tard.

Young bagasse (*Bagassa guianensis*, Moraceae) aged 4 months growing on a soil sown with grass and covered with mulch. In May 2018, only rainfed rice was scattered. It will be completely replaced by *Stylosanthes guianensis* which will occupy the whole surface 2 months later.

Photo E. A. Nicolini.

Références bibliographiques

- Alegre J. C., Cassel D. K., 1996. Dynamics of soil physical properties under alternative systems to slash-and-burn. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 58: 39-48. [https://doi.org/10.1016/0167-8809\(95\)00654-0](https://doi.org/10.1016/0167-8809(95)00654-0)
- Ampoorter E., Goris R., Cornelis W. M., Verheyen K., 2007. Impact of mechanized logging on compaction status of sandy forest soils. *Forest Ecology and Management*, 241: 162-174. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.01.019>
- Attali S., Moriame E., Voirirot O., 2008. Guyane : un développement sous contraintes. AFD/IEDOM/Insee, 79 p.
- Baize D., 2000. Guide des analyses en pédologie. 2^e édition. INRA Éditions, 257 p.
- Barros E., Curmi P., Hallaire V., Chauvel A., Lavelle P., 2001. The role of macrofauna in the transformation and reversibility of soil structure of an oxisol in the process of forest to pasture conversion. *Geoderma*, 100: 193-213. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(00\)00086-0](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(00)00086-0)
- Bottinelli N., Hallaire V., Goutal N., Bonnaud P., Ranger J., 2014. Impact of heavy traffic on soil macroporosity of two silty forest soils: Initial effect and short-term recovery. *Geoderma*, 217-218: 10-17. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.10.025>
- Boulet R., 1978. Existence de systèmes à forte différenciation latérale en milieu ferrallitique guyanais : un nouvel exemple de couverture pédologique en déséquilibre. *Science du Sol*, 2 : 75-82.
- Braud I., De Condappa D., Soria J. M., Haverkamp R., Angulo-Jaramillo R., Galle S., *et al.*, 2005. Use of scaled forms of the infiltration equation for the estimation of unsaturated soil hydraulic properties (the *Beerkan* method). *European Journal of Soil Science*, 56: 361-374. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2004.00660.x>
- Capowicz Y., Samartino S., Cadoux S., Bouchant P., Richard G., Boizard H., 2012. Role of earthworms in regenerating soil structure after compaction in reduced tillage systems. *Soil Biology and Biochemistry*, 55: 93e103. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.06.013>
- Cresswell H. P., Hamilton G. J., 2002. Particle Size Analysis. *In*: McKenzie N. J., Cresswell H. P., Coughlan K. J. (eds). *Soil Physical Measurement and Interpretation for Land Evaluation*. Collingwood, Victoria, Australia, CSIRO Publishing, 224-239.
- Daddow R. L., Warrington G. E., 1983. Growth-limiting soil bulk densities as influenced by soil texture. Watershed Systems Development Group. Rep. WSDG-TN-00005. Ft. Collins, CO, USA, USDA Forest Service, 17 p.
- Davidson E. A., De Abreu Sa T. D., Reis Carvalho C. J., De Oliveira Figueiredo R., Kato M. S. A., Kato O. R., *et al.*, 2008. An integrated greenhouse gas assessment of an alternative to slash-and-burn agriculture in eastern Amazonia. *Global Change Biology*, 14: 998-1007. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01542.x>
- Dawidowski J. B., Koolen A. J., 1987. Changes of soil water suction, conductivity and dry strength during deformation of wet undisturbed samples. *Soil and Tillage Research*, 9: 169-180. [https://doi.org/10.1016/0167-1987\(87\)90083-3](https://doi.org/10.1016/0167-1987(87)90083-3)
- Dexter A. R., 1991. Amelioration of soil by natural processes. *Soil and Tillage Research*, 20: 87-100. [https://doi.org/10.1016/0167-1987\(91\)90127-1](https://doi.org/10.1016/0167-1987(91)90127-1)
- Don A., Schumacher J., Freibauer A., 2011. Impact of tropical land-use change on soil organic carbon stocks – a meta-analysis. *Global Change Biology*, 17: 1658-1670. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02336.x>
- Fritsch J.-M., Sarrailh J.-M., 1986. Les transports solides dans l'écosystème forestier tropical humide guyanais : effets du défrichement et de l'aménagement de pâturages. *Cahiers ORSTOM, série Pédologie*, 22 : 209-222. <http://www.documentation.ird.fr/hor/fdi:24514>
- Fujisaki K., 2014. Devenir des stocks de carbone organique des sols après déforestation et mise en culture : une analyse diachronique en contexte amazonien. Thèse de doctorat, Université de Montpellier, France, 237 p. https://horizon.documentation.ird.fr/exl-doc/pleins_textes/divers15-04/010063769.pdf
- Fujisaki K., Perrin A.-S., Garric B., Balesdent J., Brossard M., 2017. Soil organic carbon changes after deforestation and agrosystem establishment in Amazonia: An assessment by diachronic approach. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 245: 63-73. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.05.011>
- Grimaldi M., Sarrazin M., Chauvel A., Luizao F., Nunes N., Rodriges M. R. L., *et al.*, 1993. Effets de la déforestation et des cultures sur la structure des sols argileux d'Amazonie brésilienne. *Cahiers Agricultures*, 2 : 36-47. <http://revues.cirad.fr/index.php/cahiers-agricultures/article/view/29771>
- Goutal N., Boivin P., Ranger J., 2012. Assessment of the natural recovery rate of soil specific volume following forest soil compaction. *Soil Science Society of America Journal*, 76: 1426-1435.
- Greacen E. L., Sands R., 1980. Compaction of forest soils. A review. *Australian Journal of Soil Research*, 18: 163-189. <https://doi.org/10.1071/SR9800163>
- Guitet S., Cornu J.-F., Brunaux O., Betbeder J., Carozza J.-M., Richard-Hansen C., 2013. Landform and landscape mapping, French Guiana (South America). *Journal of Maps*, 9: 325-335. <https://doi.org/10.1080/17445647.2013.785371>
- Héribault B., Coste S., Derroire G., Descroix L., Dulormne M., Louison L., *et al.*, 2020. Gestion forestière et changements climatiques en Guyane française. Rapport final. Projet Gfclim. Montpellier, France, Cirad, 53 p. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.34751.33442/2>
- Kozłowski T. T., 1999. Soil compaction and growth of woody plants. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 14: 596-619. <https://doi.org/10.1080/02827589908540825>
- Lal R., 1988. Effects of macrofauna on soil properties in tropical ecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 24: 101-116. [https://doi.org/10.1016/0167-8809\(88\)90059-X](https://doi.org/10.1016/0167-8809(88)90059-X)
- Lesturgez G., Poss R., Hartmann C., Bourdon E., Noble A.,

- Ratana-Anupap S., 2004. Roots of *Stylosanthes hamata* create macropores in the compact layer of a sandy soil. *Plant and Soil*, 260: 101-109. <https://doi.org/10.1023/B:PLSO.0000030184.24866.aa>
- Lopez M., 2016. Les plantations forestières en Guyane : Sont-elles une solution durable à l'approvisionnement bois dans les prochaines années ? Rapport de stage, ONF-AgroParisTech, France, 56 p.
- Manu V., Whitbread A., Blair G., 2017. Mulch effect on successive crop yields and soil carbon in Tonga. *Soil Use and Management*, 33: 98-105. <https://doi.org/10.1111/sum.12314>
- Millet C., 2018. Recensement de la population en Guyane. La démographie guyanaise toujours aussi dynamique. *Insee Analyses Guyane*, n° 27, 4 p.
- Morel H., Nicolini E., Bossu J., Blanc L., Beauchêne J., 2017. Qualité et usages du bois de cinq espèces forestières adaptées à la plantation à vocation de bois d'œuvre et testées en Guyane française. *Bois et Forêts des Tropiques*, 334 : 61-74. <https://doi.org/10.19182/bft2017.334.a31492>
- Natal da Silva D. M., de Oliveira F. L., Teodoro R. B., Fávoro C., Quaresma M. A. L., 2016. Temperature and humidity of soil covered with perennial herbaceous legumes in the semiarid region of Minas Gerais, Brazil. *Bioscience Journal*, 32: 11-19. <https://doi.org/10.14393/BJ-v32n1a2016-26241>
- Nawaz M. F., Bourrié G., Trolard F., 2013. Soil compaction impact and modelling. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 33: 291-309. <https://doi.org/10.1007/s13593-011-0071-8>
- Page-Dumroese D. S., Jurgensen M. F., Tiarks A. E., Ponder F., Sanchez F. G., Fleming R. L., *et al.*, 2006. Soil physical property changes at the North American Long-Term Soil Productivity study sites: 1 and 5 years after compaction. *Canadian Journal of Forest Research*, 36: 551-564. <https://doi.org/10.1139/x05-273>
- Peel M. C., Finlayson B. L., McMahon T. A., 2007. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions, European Geosciences Union*, 4: 439-473. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00298818>
- Powers R. F., Scott D. A., Sanchez F. G., Voldseth R. A., Page-Dumroese D., Elioff J. D., *et al.*, 2005. The North American long-term soil productivity experiment: Findings from the first decade of research. *Forest Ecology and Management*, 220: 31-50. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.08.003>
- Raunet M., 2003. Les systèmes de culture sur couverture végétale : des systèmes durables. *Bois et Forêts des Tropiques*, 277 : 99-100. <https://revues.cirad.fr/index.php/BFT/article/view/20192>
- Reichert J. M., Berval C. M. P., Rodrigues M. F., Kato O. R., Reinert D. J., 2014. Mechanized land preparation in eastern Amazon in fire-free forest-based fallow systems as alternatives to slash-and-burn practices: hydraulic and mechanical soil properties. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 19: 47-60. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.03.046>
- Rossi J.-P., Celini L., Mora P., Mathieu J., Lapied E., Nahmani J., *et al.*, 2010. Decreasing fallow duration in tropical slash-and-burn agriculture alters soil macro-invertebrate diversity: A case study in southern French Guiana. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 135: 148-154. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2009.08.012>
- Ruiz N., Lavelle P., Jiménez J., 2008. Soil macrofauna field manual: Technical level. Rome, Italy, FAO, 113 p.
- Saito K., Linqvist B., Keobualapha B., Phanthaboon K., Shiraiwa T., Horie T., 2006. *Stylosanthes guianensis* as a short-term fallow crop for improving upland rice productivity in northern Laos. *Field Crops Research*, 96: 438-447. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2005.09.005>
- Schack-Kirchner H., Fenner P. T., Hildebrand E. E., 2007. Different responses in bulk density and saturated hydraulic conductivity to soil deformation by logging machinery on a Ferralsol under native forest. *Soil Use and Management*, 23: 286-293. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2007.00096.x>
- Schjonning P., Lamandé M., Keller T., Pedersen J., Stettler M., 2012. Rules of thumb for minimizing subsoil compaction. *Soil Use and Management*, 28: 378-393. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2012.00411.x>
- Viana R. M., Ferraz J. B. S., Neves Jr. A. F., Vieira G., Pereira B. F. F., 2014. Soil quality indicators for different restoration stages on Amazon rainforest. *Soil and Tillage Research*, 140: 1-7. <https://doi.org/10.1016/j.still.2014.01.005>

Guerrini *et al.* – Contribution des auteurs

Rôle du contributeur	Noms des auteurs
Conceptualisation	V. Freycon, E. Nicolini
Gestion des données	X. Guerrini
Analyse formelle	X. Guerrini, V. Freycon, E. Nicolini
Acquisition du financement	E. Nicolini
Enquête et investigation	X. Guerrini, V. Freycon, E. Nicolini, A. de Haldat
Méthodologie	
Gestion de projet	X. Guerrini, E. Nicolini
Supervision	V. Freycon, E. Nicolini
Validation	V. Freycon
Visualisation	X. Guerrini, V. Freycon, E. Nicolini
Écriture – Préparation de l'ébauche originale	X. Guerrini, V. Freycon, E. Nicolini
Écriture – Révision et édition	V. Freycon, E. Nicolini, A. de Haldat

Bois et Forêts des Tropiques - Revue scientifique du Cirad -
© Bois et Forêts des Tropiques © Cirad



Cirad - Campus international de Baillarguet, 34398 Montpellier
Cedex 5, France - Contact : bft@cirad.fr - ISSN : L-0006-579X

Vingt-deux espèces d'arbres autochtones plantées en arboretum à Korhogo au nord de la Côte d'Ivoire : trois décennies de suivi

Dominique LOUPPE^{1,2}
N'klo OUATTARA³
Anatole N'GUESSAN KANGA⁴
Irié Zo-Bi⁵
Fabrice TIÉOULÉ⁶
Assandé AHOPA⁴
Brahima COULIBALY⁴
Bruno HÉRAULT^{1,2,5}

¹ CIRAD
UPR Forêts et Sociétés
34398 Montpellier
France

² Forêts et Sociétés
Univ Montpellier, CIRAD
Montpellier
France

³ Université Péléforo Gon Coulibaly
BP 1328, Korhogo
Côte d'Ivoire

⁴ Centre national de recherche
agronomique (CNRA)
08 BP 33, Abidjan 08
Côte d'Ivoire

⁵ Institut national polytechnique Félix
Houphouët-Boigny (INPHB)
Département de formation et
de recherche en eaux, forêts et
environnement
Yamoussoukro
Côte d'Ivoire

⁶ Société de développement des forêts
(Sodefor)
Boulevard François Mitterrand
01 BP 3770, Abidjan
Côte d'Ivoire

**Auteur correspondant /
Corresponding author:**
Dominique Louppe –
dominique.louppe@cirad.fr



Photo 1.

À l'avant-plan, les terres cultivées par les agriculteurs en bordure de la station, en plan moyen les parcelles expérimentales de 1988 et 1989, et à l'arrière-plan le lac de barrage destiné à irriguer les cultures en aval. Les arbres présents dans les terres de culture sont principalement des karités avec quelques nérés et de temps en temps une autre espèce conservée pour ses usages fruitiers, fourragers ou médicinaux, voire symboliques ou comme marqueur de propriété. Les taches claires dans les terres labourées ainsi que celles vert clair dans les parcelles ensemencées sont des emplacements de termitières anciennes plus ou moins actives. Ces termitières sont toujours associées à un arbre ou à l'emplacement d'un arbre abattu, ce qui montre l'étroite relation entre termites et arbres.

In the foreground, the land cultivated by the farmers on the edge of the station, in the middle ground the experimental plots of 1988 and 1989, and in the background the dam lake intended to irrigate the crops downstream. The trees in the croplands are mainly shea trees with a few neres and occasionally another species retained for its fruit, fodder or medicinal uses, or even as a symbolic or property marker. The light patches in the ploughed land and the light green patches in the sown plots are sites of old termite mounds that are more or less active. These termite mounds are always associated with a tree or the site of a felled tree, which shows the close relationship between termites and trees.

Photo D. Louppe, début juin 1990.

Doi : 10.19182/bft2021.348.a36399 – Droit d'auteur © 2021, Bois et Forêts des Tropiques – © Cirad – Date de soumission : 28 septembre 2020 ; date d'acceptation : 1^{er} avril 2021 ; date de publication : 18 juin 2021.



Licence Creative Commons :
Attribution - 4.0 International.
Attribution-4.0 International (CC BY 4.0)

Citer l'article / To cite the article

Louppe D., Ouattara N'K., N'guessan Kanga A., Zo-Bi I., Tiéoulé F., Ahoba A., Coulibaly B., Héralut B., 2021. Vingt-deux espèces d'arbres autochtones plantées en arboretum à Korhogo au nord de la Côte d'Ivoire : trois décennies de suivi. Bois et Forêts des Tropiques, 348 : 79-105. Doi : <https://doi.org/10.19182/bft2021.348.a36399>

RÉSUMÉ

Vingt-deux espèces d'arbres autochtones plantées en arboretum à Korhogo au nord de la Côte d'Ivoire : trois décennies de suivi

En Afrique tropicale, dans les plantations forestières, la majorité des espèces autochtones ont été délaissées au profit d'espèces exotiques à croissance initiale rapide. Cette tendance est encore plus marquée dans les zones soudanienne et soudano-guinéenne à longue saison sèche. Ainsi s'explique le manque de connaissances sur les potentialités et la sylviculture des espèces d'arbres autochtones ou « locales ». Pour contribuer à l'acquisition de ces connaissances indispensables, un arboretum de 2,56 ha a été installé en 1990 à proximité de Korhogo dans le nord de la Côte d'Ivoire. Sa particularité réside dans la mise en place de grandes parcelles de 1 596 m² avec 224 plants par espèce afin d'y mener une sylviculture qui conserverait de 10 à 16 arbres adultes de chaque espèce, exploitables notamment pour le bois d'œuvre, au terme de la révolution. Par manque de maîtrise des techniques de pépinière pour certaines espèces, seules 12 espèces sur 22 ont été plantées avec les 224 plants prévus au départ. Les résultats sont présentés pour l'ensemble des espèces testées, aussi bien en pépinière qu'en plantation. Cet arboretum a été régulièrement suivi jusqu'en 1999 puis ne l'a plus été en raison des événements politiques qui ont perturbé la bonne administration du pays. Une campagne de mesures a été diligentée en novembre 2019. Elle a notamment permis de tirer des conclusions intéressantes sur l'aptitude de 15 espèces à croître en peuplements équiennes monospécifiques, dont deux (*Pterocarpus erinaceus* Poir. et *Anogeissus leiocarpa* (DC.) Guill. & Perr.) qui montrent une productivité remarquable. L'ensemble des données recueillies depuis la récolte des graines et tout au long de la vie de l'arboretum sont présentées ici et discutées dans l'espoir que les sylviculteurs de cette zone phytogéographique en tirent le meilleur profit. Les enseignements acquis doivent servir à la restauration des forêts et des paysages grâce aux reboisements auxquels les États se sont engagés pour lutter contre les variations climatiques, la perte de biodiversité et la dégradation des services écosystémiques aux populations.

Mots-clés : arboretum, espèces locales, espèces natives, croissance, bilan à 30 ans, zone soudano-guinéenne, Côte d'Ivoire.

ABSTRACT

Three decades of monitoring 22 native tree species planted in an arboretum in Korhogo in northern Côte d'Ivoire

In forest plantations in tropical Africa, most native species have been left aside in favour of exotic species with initially rapid growth rates. This tendency is even more marked in the Sudanian and Sahelian zones with a long dry season, and explains the lack of knowledge on the potential of native or "local" tree species and suitable silvicultural methods. To contribute to the acquisition of this essential knowledge, a 2.56 ha arboretum was established in 1990 in the Korhogo area in northern Côte d'Ivoire. A particular feature lies in the establishment of large parcels (1,596 m²) with 224 saplings of each species. The aim was to allow silvicultural treatment that would conserve 10 to 16 adult trees of each species, in particular for their timber, by the end of each rotation. Because nursery techniques for some of the species were insufficiently mastered, the 244 saplings per species initially planned were only planted for 12 of the 22 species. The results are shown for all of the species tested, both in the nursery and once planted out. This arboretum was regularly monitored until 1999, when proper management was disrupted by political upheaval in the country. A measurement campaign was set in motion in November 2019, which brought interesting conclusions as to the aptitude for growth of 15 species in even-aged single-species stands, two of which (*Pterocarpus erinaceus* Poir. and *Anogeissus leiocarpa* (DC.) Guill. & Perr.) show outstanding productivity. All of the data collected as from seed harvesting and throughout the life of the arboretum are presented and discussed here, in the hope that this will be of benefit to foresters in this phytogeographical area. The lessons learned should be applied to forest and landscape restoration through the reforestation commitments made by countries to tackle climate change, biodiversity loss and the degradation of ecosystem services to populations.

Keywords: arboretum, local species, native species, growth, 30-year assessment, Sudano-Guinean zone, Côte d'Ivoire.

RESUMEN

Veintidós especies arbóreas autóctonas plantadas en un arboreto de Korhogo, al norte de la Costa de Marfil: tres décadas de seguimiento

En el África tropical, la mayor parte de las especies autóctonas se han abandonado en las plantaciones forestales y se han favorecido las especies exóticas de rápido crecimiento inicial. Esta tendencia es aún más pronunciada en las zonas sudanesa y sudano-guineana, con largas estaciones secas. Esto explica la falta de conocimiento sobre el potencial y la silvicultura de las especies arbóreas autóctonas o « locales ». Para fomentar estos conocimientos indispensables, en 1990 se creó un arboreto de 2,56 hectáreas cerca de Korhogo, en el norte de la Costa de Marfil. Su particularidad reside en el establecimiento de grandes parcelas de 1596 m² con 224 plántulas por especie para llevar a cabo una silvicultura que mantenga de 10 a 16 árboles adultos de cada especie, y con un aprovechamiento final especialmente en madera de construcción. Debido al poco dominio de las técnicas de vivero para ciertas especies, solo se plantaron 12 de las 22 especies con las 224 plantas previstas inicialmente. Se presentan los resultados para las especies que se probaron, tanto en el vivero como en la plantación. Este arboreto fue supervisado regularmente hasta 1999, cuando los acontecimientos políticos que afectaron a la administración del país impidieron su seguimiento. En noviembre de 2019 se llevó a cabo una campaña de mediciones que, entre otras cosas, permitió obtener interesantes conclusiones sobre la capacidad de 15 especies para crecer en masas monoespecíficas de edad uniforme, dos de las cuales (*Pterocarpus erinaceus* Poir. y *Anogeissus leiocarpa* (DC.) Guill. & Perr.) muestran una notable productividad. Aquí se presentan todos los datos obtenidos desde la recolección de las semillas y a lo largo de la vida del arboreto, y se analizan con la esperanza de que los silvicultores de esta zona fitogeográfica los aprovechen al máximo. Las lecciones aprendidas deben utilizarse para restaurar los bosques y los paisajes mediante la reforestación a la que se han comprometido los estados para combatir el cambio climático, la pérdida de biodiversidad y la degradación de los servicios ecosistémicos para las personas.

Palabras clave: arboreto, especies locales, especies autóctonas, crecimiento, evaluación a 30 años, zona sudano-guineana, Costa de Marfil.

Recherches sur les espèces soudano-guinéennes en Afrique de l'Ouest

Dans les années 1980, dans les zones soudanienne et soudano-guinéenne d'Afrique de l'Ouest, les services forestiers et la recherche forestière avaient largement oublié les espèces autochtones au profit des espèces exotiques dont la croissance juvénile spectaculaire devait permettre de répondre rapidement à la demande croissante en bois énergie. Cependant, beaucoup de ces exotiques, malgré une croissance initiale remarquable, n'ont pas toujours bien répondu aux conditions du milieu, surtout dans les conditions difficiles du Sahel et de la zone soudanienne. Malheureusement, ces échecs n'ont pas été publiés.

Les arboretums d'espèces autochtones mis en place jusque dans les années 1960, dans plusieurs pays de la zone, n'ont pas été suivis régulièrement ou ont disparu, et avec eux de nombreuses informations scientifiques et pratiques qui demandent une vingtaine d'années, au minimum, pour être à nouveau rassemblées. Les causes en sont généralement le manque de moyens financiers et les mouvements de personnels dont le départ des responsables et leur remplacement par des agents travaillant sur de nouveaux sujets.

Au moins 91 espèces d'arbres autochtones différentes ont été testées en plantation dans les zones sahélienne, soudanienne et soudano guinéenne du Burkina Faso, du Cameroun, de Côte d'Ivoire, du Niger et du Sénégal (Louppe, 1993). En zone soudano-guinéenne, un nombre beaucoup plus réduit d'espèces ont été installées dans des essais de comportement, en Basse Casamance au Sénégal, près de Sikasso au Mali et de Bobo-Dioulasso au Burkina Faso. En 1988, la station forestière de Lataha près de Korhogo dans le nord de la Côte d'Ivoire venait compléter ces dispositifs de recherche.

Au Sénégal, dans la forêt des Bayottes, 19 espèces autochtones ont été plantées entre 1977 et 1980 mais les dernières données de Vincenti datent de 1986, quand les plantations avaient à peine neuf ans. Les troubles qui ont agité la Casamance n'ont plus permis d'accéder aux dispositifs. En 1995, Roussel décrit les techniques de pépinière et de plantation de ces espèces mais pas leur croissance.

Au Mali, des essais ont été installés dans les forêts de Farako et de Zangasso, près de Sikasso, avec une pluviométrie respectivement de l'ordre de 1 100 et de 900 mm/an. En 1997, Cuny *et al.* ont produit des fiches techniques sur 24 espèces autochtones dont le comportement en pépinière avait bien été étudié. Les résultats des plantations et des semis directs au champ au Mali ne concernaient que 11 espèces âgées de sept ans au maximum, les autres données présentées provenaient du Burkina Faso et/ou de la station de Lataha.

Au Burkina Faso, les expérimentations installées par le CTFT au PK9 de la route de Bobo-Dioulasso à Dindéresso

ont été détruites dans les années 1980 et remplacées par de nouvelles plantations expérimentales de *Faidherbia albida* en 1985-1987 et 1990, *Ceiba pentandra* et *Parkia biglobosa* en 1986, *Khaya senegalensis* en 1989, *Anogeissus leiocarpa*, *Tamarindus indica* et *Vitex* sp. en 1990 (Billand et Ousmane, 1991 ; Peltier, 1993).

Au Nord-Cameroun, un nombre limité d'espèces a été installé en petites parcelles entre 1989 et 1992 dans la zone où la pluviométrie dépasse 1 000 mm. Les dernières mesures datent de 2002 (Peltier, 1987 ; Hautdidier *et al.*, 2002).

De toutes ces expérimentations, celles de Côte d'Ivoire semblent être les seules à subsister : des autres dispositifs, on ne trouve pas de traces plus récentes que celles citées ci-dessus, que ce soit sur Internet avec le moteur de recherche Google Scholar ou sur les sites web des instituts de recherche concernés, pas davantage dans la littérature grise du Cirad.

À l'origine de l'arboretum 90-01 de Lataha

La station de recherche forestière Kamonon Diabaté à Lataha – du nom de son promoteur – a été créée en 1988 grâce à des financements européens dans le cadre d'un partenariat entre la Côte d'Ivoire et la France, afin de développer une recherche forestière et agroforestière dans le Nord du pays (Louppe *et al.*, 1991, 1993, 1994, 1995 ; Louppe et Ouattara, 1993, 1996a, b). Dès la première année, de nouveaux arboretums d'espèces locales y ont été installés. Après quatre ans, 50 espèces locales différentes avaient déjà été testées en plantation (Louppe *et al.*, 1992). Ces arboretums avaient pour objectif de répondre à plusieurs questions :

- Quelles sont les techniques de pépinière adaptées à chaque espèce : comment faire germer les graines ? À quelle taille planter les jeunes plants au champ ? Ces espèces nécessitent-elles d'être associées à des symbioses dès la pépinière... ?
- À quelle vitesse croît chaque espèce, s'installent-elles rapidement ou pas, à quel moment intervient l'optimum de production, sont-elles aptes à vivre en peuplements monospécifiques ou pas ?
- Quelles sont les utilisations potentielles de chaque espèce à long terme : bois d'œuvre, bois de feu ou de service, arbres agroforestiers, haies vives, brise-vent, fruits, fourrage... ?
- Quelle sylviculture faut-il leur appliquer : éclaircie, mode d'exploitation, régénération ?

Les réponses à ces questions devaient permettre de choisir les espèces pour le reboisement ou l'agroforesterie, voire pour des plantations urbaines ou ornementales.

Même si les arboretums ne peuvent répondre totalement à l'ensemble de ces interrogations, ils permettent de récolter de nombreuses informations de base sur un maximum d'espèces autochtones. Rassembler ces connais-

sances préliminaires permet d'orienter des dispositifs statistiques plus lourds et de définir précisément leurs objectifs.

Si les parcelles ont une taille suffisante, les arboreturns permettent de déterminer le comportement de chaque espèce au cours de sa croissance, par exemple l'apparition éventuelle d'une concurrence intraspécifique induisant une forte mortalité qui caractérise les espèces non grégaires inadaptées aux plantations monospécifiques ou aux plantations trop denses.

Fin des années 1980, en dehors des flores (Aubréville, 1950 ; Berhaut, 1967 ; Geerling, 1982), les connaissances facilement accessibles sur les espèces locales soudano-guinéennes en plantation étaient fort limitées (Giffard, 1974 ; von Maydell, 1983). En 1990, tout ou presque semblait ou restait donc à faire.

Il fallait porter davantage d'attention aux espèces autochtones, notamment dans le but d'en conserver la diversité menacée par les activités humaines et la conversion des espaces boisés en terres agricoles, d'où la mise en place, en 1990, de l'arboretum 90-01 de Lataha, objet de cet article.

En 2020, ces plantations existent encore malgré une absence de suivi pendant près de 20 ans. Les dernières mesures de 2019, à 29 ans, ont permis de rassembler des connaissances nouvelles sur les espèces autochtones plantées et d'en tirer des recommandations pour de futures plantations et la restauration des forêts et des paysages.

Matériel et méthode

La zone d'étude

La station de recherche Kamonon Diabaté, d'une superficie de 100 ha, est située en Côte d'Ivoire à une vingtaine

de kilomètres au nord-est de la ville de Korhogo par 9°34' N et 5°35' O (figure 1) sur les terres du village de Lataha. Elle est gérée par le Centre national de recherche agronomique (CNRA) de Côte d'Ivoire qui a pris la suite de l'Institut des forêts et du Centre technique forestier de Côte d'Ivoire qui a créé la station. Les terres ont été cédées gracieusement et de manière informelle – il n'y a pas eu transfert de titre de propriété – par les villageois de Lataha en 1987. La contrepartie était de recruter de la main-d'œuvre sur place. En 1999, lors d'une grande fête à l'occasion du départ du chercheur du CTFT Dominique Louppe, un accord verbal a été négocié avec les notables de Lataha et de Séridiakaha. Cet accord précisait que la station était un site à protéger mais que l'accès y était autorisé pour venir chercher de l'eau potable et pour récolter les herbes à éléphant qui servent à couvrir les toitures et faire des nattes. En échange, tous les arbres devaient être protégés y compris ceux qui n'avaient pas été plantés. La station est aussi un lieu où la chasse est interdite afin de permettre aux animaux de se reproduire ; ils peuvent être chassés dès lors qu'ils sortent de la station. Cet accord verbal a été respecté par la population avoisinante et par le CNRA. On peut ainsi penser que cet accord informel explique le bon état de conservation des plantations expérimentales et des espaces boisés naturels de cette station.

Pédologie

La station, dont l'altitude moyenne est de 380 m, est dominée par un dôme granitique affleurant qui, en suivant la toposéquence, est entouré par des sols gravillonnaires superficiels, puis des sols gravillonnaires profonds à texture argilo-limono-sableuse pour arriver à des limons sableux en bas de pente. Ces sols sont légèrement acides (pH de 5,4 à 6), pauvres en matière et azote organiques et fortement désaturés (taux de saturation de 21 à 54 %), pauvres en calcium, magnésium, potassium et phosphore. Ils sont légèrement carencés en bore (de 0,25 à 0,55 ppm). Les humidités à pF 2,5 et 4,2 sont faibles, indiquant une capacité de rétention de 1,7 à 3,4 % (Louppe et Ouattara, 1990). L'arboretum a été installé en périphérie du dôme granitique affleurant en évitant les sols gravillonnaires superficiels.

Climatologie

Le climat est de type soudano-guinéen, très chaud tout au long de l'année. La température varie de 13 °C (minimum moyen

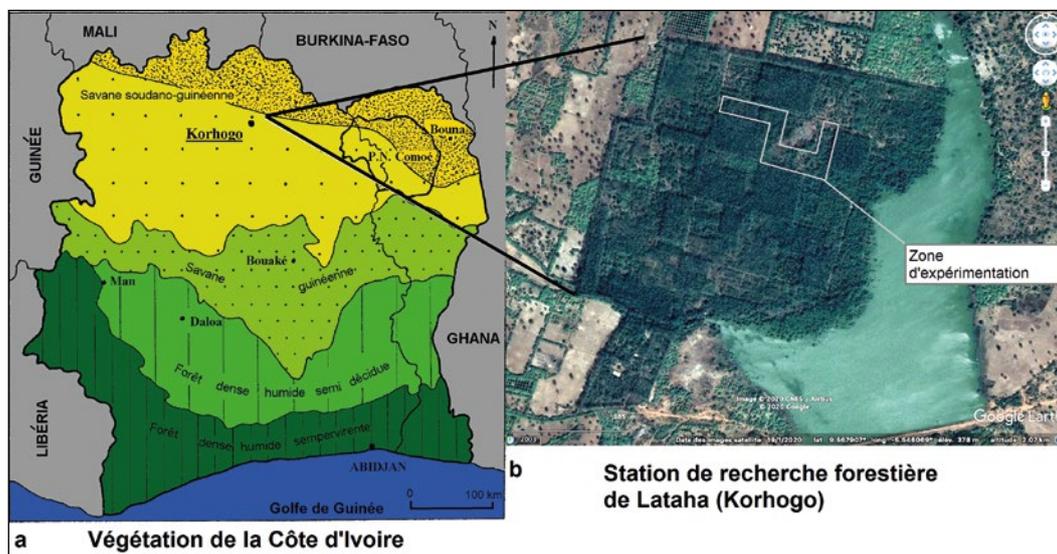


Figure 1.

a) Localisation de la station de Lataha en Côte d'Ivoire. Les différentes couleurs représentent les différents types de végétation initiale dans le pays. La zone jaune dans laquelle la station est installée est celle des savanes soudano-guinéennes. b) Vue aérienne de la station en janvier 2020. Le lac de barrage est particulièrement haut, les pluies de 2019 ayant été largement supérieures à la normale (source : Google Earth).

a) Location of the Lataha station in Côte d'Ivoire. The different colours represent the different types of initial vegetation in the country. The yellow zone in which the station is located is the Sudano-Guinean savannah. b) Aerial view of the station in January 2020. The dam lake is particularly high, as the 2019 rains were much higher than normal (source: Google Earth).

du mois le plus froid) à 39 °C (maximum moyen du mois le plus chaud) avec une moyenne annuelle de 26,5 °C (figure 2a). Les précipitations sont de l'ordre de 1 300 mm/an avec une grande variabilité interannuelle (figure 2b). L'année est divisée en une saison des pluies de mai à septembre (les précipitations ne sont supérieures à l'ETP que pendant 4 mois) et une saison sèche d'octobre à avril avec le vent de l'harmattan, surtout en décembre-janvier.

La variabilité du climat aux alentours de Korhogo est très importante. Boko-Koiadia *et al.* (2016) ont décrit les événements climatiques extrêmes survenus dans la région pendant la décennie 2000-2010 : très fortes pluies en 2003, sécheresse en 2004-2005 avec l'assèchement des points d'eau (barrages, rivières, puits, pénurie d'eau potable en ville), puis inondation en 2006-2007.

Les très fortes pluies de 2019 (1 472 mm ; Harris *et al.*, 2020) ont entraîné une forte érosion, jusqu'alors jamais observée dans les terres agricoles mais pas dans les parcelles boisées (les gabions du pont de la station ont été en partie emportés et le lit du ruisseau a été fortement entaillé). Le barrage qui jouxte la station a été rempli à ras bord, un niveau jamais atteint (figure 1).

Végétation initiale

La majeure partie de la station était cultivée et la végétation modelée par l'homme : parcs à karité (*Vitellaria paradoxa* C.F. Gaertn.) et à néré (*Parkia biglobosa* (Jacq.) R. Br. ex G. Don.) (photo 1). Quelques vestiges des formations forestières anciennes, quoique dégradées, subsistaient sur les sols trop superficiels ou entre les blocs granitiques. On y rencontre entre autres *Isoberlinia doka* Craib & Stapf, *Azelia africana* Sm. ex Pers., *Anogeissus leiocarpa* (DC) Guill. & Perr., *Daniellia oliveri* (Rolfe) Hutch. & Dalziel, *Terminalia* sp., *Anthonotha crassifolia* (Baill.) J. Leonard...

Provenance du matériel végétal

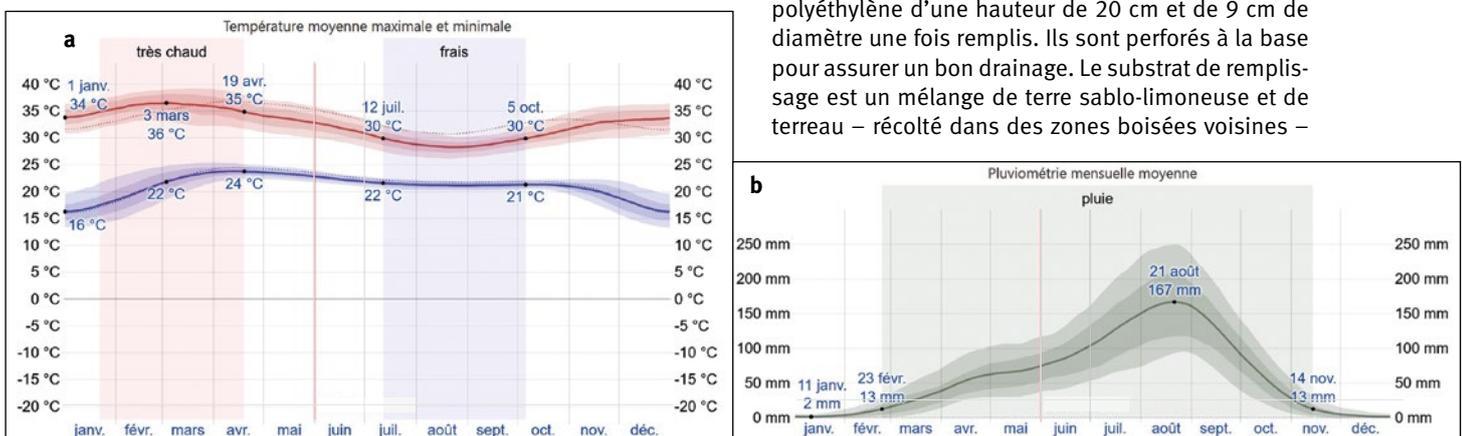
L'origine des graines utilisées pour la création de l'arboretum 90-01 est présentée en détail dans le tableau I.

Prétraitement des semences et germination

Les graines de la majorité des espèces adaptées aux zones sèches présentent une dormance tégumentaire qui garantit le succès de la régénération naturelle par semis. En effet, si toutes les graines germent simultanément dès que l'humidité atmosphérique augmente, ou dès la première pluie, puis si une sécheresse survient, tous les semis risquent de disparaître et la régénération naturelle est un échec. La dormance permet d'étaler les germinations pour limiter ce risque mais pose un problème en pépinière où une germination rapide et homogène est recherchée. Pour lever cette dormance, le pépiniériste doit traiter les graines avant le semis. Ce prétraitement sert à rendre les téguments perméables à l'eau pour favoriser le gonflement de la graine et le développement de la radicule puis des racines et de l'épicotyle. Un bon prétraitement permet d'accélérer et de regrouper les germinations en quelques jours seulement. Les prétraitements qui ont été utilisés diffèrent selon les espèces et la dormance des graines : trempage dans l'acide sulfurique concentré (94 %) plus ou moins longuement, ébullition qui consiste à plonger un volume de graines dans deux volumes d'eau portés à ébullition que l'on laisse refroidir, trempage dans l'eau froide pendant 12 ou 24 h associé ou non avec les deux traitements précédents et la scarification mécanique pour blesser les téguments de la graine. Les prétraitements adoptés sont présentés dans le tableau II. Tous n'ont pas donné les résultats escomptés.

Éducation en pépinière

Les conteneurs utilisés sont des pots souples en polyéthylène d'une hauteur de 20 cm et de 9 cm de diamètre une fois remplis. Ils sont perforés à la base pour assurer un bon drainage. Le substrat de remplissage est un mélange de terre sablo-limoneuse et de terreau – récolté dans des zones boisées voisines –



Figures 2a et 2b.

Températures (a) et pluviométrie (b) pour la période 1980 à 2016 (source : Weather Spark, <https://fr.weatherspark.com/y/34013/Météo-habituelle-à-Korhogo-Côte-d'Ivoire>).

- a) La température moyenne quotidienne maximale (ligne rouge) et minimale (ligne bleue), avec bandes du 25^e au 75^e percentile et du 10^e au 90^e percentile. Les lignes fines pointillées sont les températures moyennes perçues correspondantes.
- b) La quantité de pluie moyenne (ligne continue) accumulée au cours d'une période glissante de 31 jours centrée sur le jour en question, avec bandes du 25^e au 75^e percentile et du 10^e au 90^e percentile.
- a) The daily average maximum temperature (red line) and minimum temperature (blue line), with bands from the 25th to the 75th percentile and from the 10th to the 90th percentile. The thin dotted lines are the corresponding perceived mean temperatures.
- b) The average rainfall amount (solid line) accumulated over a 31-day rolling period centred on the day in question, with bands from the 25th to 75th percentile and 10th to 90th percentile.

Tableau I.

Arboretum 90-01 Lataha : espèces plantées et origine des graines.

Arboretum 90-01 Lataha: species planted and origin of seeds.

Espèces plantées	Nombre de plants	Lieux de récolte des graines	Mois de récolte	Nombre de semenciers
<i>Acacia polyacantha</i> Willd.	224	Sinématiali	12/1989	3
<i>Acacia sieberiana</i> DC.	224	Sinématiali	12/1989	4
<i>Azelia africana</i> Sm. ex Pers.	224	Bobo-Doulasso (Burkina Faso) et Lataha	–	–
<i>Albizia zygia</i> (DC.) J.F. Macbr.	224	Lataha	01/1990	2
<i>Anogeissus leiocarpa</i> (DC.) Guill. & Perr.	112	Lataha	12/1989	3
<i>Balanites</i> sp.	14	Péni, Burkina Faso	12/1989	2
<i>Blighia sapida</i> K.D. Koenig	224	Lataha	08/1989 05/1990	5
<i>Ceiba pentandra</i> (L.) Gaertn.	224	Korhogo	02/1990	3
<i>Cola cordifolia</i> (Cav.) R. Br.	112	Station Lataha	05/1990	2
<i>Daniellia oliveri</i> (Rolfe) Hutch. & Dalziel	224	Seridiakaha	03/1990	2
<i>Detarium microcarpum</i> Guill. & Perr.	224	CNSF – Burkina Faso, Bobo-Dioulasso.	–	–
<i>Faidherbia albida</i> (Delile) A. Chev.	224	Nagoukaha	02/1990	3
<i>Ficus exasperata</i> Vahl	84	Lataha	05/1990	2
<i>Parkia biglobosa</i> (Jacq.) R. Br. ex G. Don	224	Lataha	04/1990	2
<i>Pericopsis laxiflora</i> (Benth.) Meeuwen	128	Station Lataha	11/1989	3
<i>Pterocarpus erinaceus</i> Poir.	112	Lataha	03/1990	2
<i>Spondias mombin</i> L.	168	Lataha	158 boutures et 10 plants issus de graines	
<i>Sterculia setigera</i> Delile	224	Lataha	11/1989	2
<i>Tamarindus indica</i> L.	224	Station Lataha	12/1989	4
<i>Terminalia macroptera</i> Guill. & Perr.	112	Katégué	12/1989	3
<i>Terminalia schimperiana</i> Hochst.	56	Station Lataha	–	2
<i>Vitex doniana</i> Sweet	64	Station Lataha	08/1989	–
Total : 22 espèces plantées	3 650	Surface plantée : 2,56 ha*		

* Les écartements de plantation sont de 3,5 m entre les lignes et de 2 m sur les lignes, soit une densité de plantation de 1 429 plants/ha.

dans la proportion de 2/3-1/3. Pour dix des espèces étudiées, la moitié des pots de pépinière a été remplie avec ce substrat stérilisé au Maposol (matière active : méthamsodium aujourd'hui interdit en Europe¹) afin de déceler, par comparaison avec le substrat non traité, d'éventuelles infections des jeunes plants dues aux microorganismes présents dans la terre et le terreau utilisés. Ces infections peuvent soit avoir un effet positif avec l'installation de symbioses, soit un effet négatif avec la présence de pathogènes.

Après le prétraitement, les graines ont été semées directement dans les pots à raison de deux graines par

¹ <https://www.anses.fr/fr/content/produits-à-base-de-metam-sodium-l-anses-annonce-le-retrait-des-autorisations-de-mise-sur-le>

pot. Seul *Anogeissus leiocarpa*, en raison de la petite taille de ses graines et de leur faible pouvoir germinatif (entre 1 et 2 %), a été semé en germe et repiqué en pots au fur et à mesure des germinations au stade quatre feuilles.

Les semis ont été faits sous une ombrière en toile plastique perforée créant un ombrage de 50 %. Cette ombrière, que l'on retire généralement 3 à 4 semaines après la germination, est restée en place plus longtemps en raison de l'étalement des récoltes de graines (tableau I), donc des semis et des germinations.

Pour toutes les espèces, les pots ont été déplacés tous les 15 jours, ce qui a permis d'éliminer les pots vides et de classer les plants en fonction de leur taille. Cette opération a pour effet de sectionner les racines (cernage) sortant des pots. Les espèces de zones sèche développent

très rapidement un pivot qui s'enfonce dans le sol en passant par les trous de drainage. Couper ces racines, en déplaçant régulièrement les pots, induit l'initiation de nouvelles racines et un chevelu racinaire dense qui maintient la motte pendant le transport des plants et la plantation. À la sortie de pépinière, les plants ont un bon équilibre entre les parties aérienne et racinaire, ce qui contribue à augmenter le taux de reprise à la plantation, surtout pour les espèces sensibles à un arrêt des pluies de plusieurs jours qui suivrait la plantation.

Les traitements phytosanitaires ont été réduits au maximum : un seul traitement fongicide a été appliqué pour prévenir les fontes de semis ainsi qu'une seule pulvérisation localisée d'insecticide pour lutter contre les criquets s'attaquant à *Faidherbia albida*. Des appâts empoisonnés ont été utilisés contre des petits rongeurs qui déterraient des graines.

Parmi les 22 espèces élevées en pépinière, seulement 12 ont pu être plantées avec le nombre de plants initialement prévu (224). Pour les autres espèces, il n'y a pas eu assez de graines, certaines ont posé des problèmes de germination, notamment *Balanites* sp. et *Spondias mombin* qui ont été multipliées par bouturage.

Certaines récoltes de graines ont été tardives (tableau I) ; ces espèces n'ont été élevées que pendant 75 à 90 jours, voire moins, au lieu des 4 à 5 mois normalement nécessaires pour un bon aoûtage et la lignification de la tige. Les plants étaient petits à la plantation (photo 2).

Plantation

Après abattage et dessouchage des arbres présents dans les champs abandonnés, le sol a été travaillé le 10 mai 1990 avec un pulvérisateur lourd à disques. La trouaison manuelle de 40 x 40 x 40 cm a été faite entre le 28 mai et le 9 juin.

Une fertilisation PK (mélange de 40 g de chlorure de potasse, 70 g de phosphate tricalcique et 170 g de dolomie par plant) sur la moitié des plants a été apportée au fond du trou de plantation les 8 et 9 juin 1990 avant rebouchage. La plantation a été réalisée les 14 et 15 juin 1990, au début de la saison des pluies après un cumul pluviométrique

Tableau II.

Prétraitements et germination des semences utilisées.

Pre-treatment and germination of the seeds used.

Espèces plantées	Prétraitement*	Début de germination	Taux apparent de germination (%)**
<i>Acacia polyacantha</i>	A 30' + eau 24 h	–	–
<i>Acacia sieberiana</i>	A 15' + eau 12 h	5 ^e jour	84
<i>Afzelia africana</i>	A 30' + eau 3 h	15 ^e jour	100
<i>Afzelia africana</i>	Eau 72 h	13 ^e jour	99
<i>Albizia zygia</i>	Ébouillantage	6 ^e jour	93
<i>Anogeissus leiocarpa</i>	Eau 48 h	22 ^e jour	400 plants / 1 kg de graines
<i>Balanites</i> sp.	Coque de la graine fendue + eau 24h	–	92 % en 14 jours
<i>Blighia sapida</i>	–	9 ^e jour	100
<i>Ceiba pentandra</i>	Ébouillantage	3 ^e jour	100
<i>Cola cordifolia</i>	–	8 ^e jour	99
<i>Daniellia oliveri</i>	Eau 72 h	14 ^e jour	96
<i>Detarium microcarpum</i>	A 30' + eau 24 h	–	–
<i>Faidherbia albida</i>	A 15' + eau 12 h	5 ^e jour	97
<i>Ficus exasperata</i>	Semis en germe	–	–
<i>Parkia biglobosa</i>	A 20' + eau 12 h	9 ^e jour	99
<i>Pericopsis laxiflora</i>	Eau 24 h	–	26 % en 23 jours
<i>Pterocarpus erinaceus</i>	Eau 12 h	3 ^e jour	77
<i>Sterculia setigera</i>	Eau 12 h	23 ^e jour	95
<i>Tamarindus indica</i> L.	Ébouillantage	15 ^e jour	100
<i>Terminalia macroptera</i>	Ébouillantage	27 ^e jour	55
<i>Terminalia schimperiana</i>	Ébouillantage	30 ^e jour	12
<i>Vitex doniana</i>	A 60' + eau 72 h	26 ^e jour	34

* A : acide sulfurique (H₂SO₄) 94 % ; ébouillantage : pendant une minute + trempage une nuit dans l'eau ; ' : minutes, h = heure.

** Taux apparent de germination : pourcentage de pots avec au moins un plant mais ensemencés avec deux graines.

de 89,5 mm depuis le début du mois et une pluie de 12,5 mm le 14 juin. Lors de la plantation, la base des pots a été sectionnée à 1-2 cm afin d'éliminer les chignons racinaires de fond de pot qui se forment habituellement dans le type de conteneurs utilisés. Les pots ont été aussi fendus sur toute leur longueur pour sectionner les racines qui se sont enroulées le long des parois. Ces chignons et enroulements, lorsque les racines grossissent, peuvent finir plusieurs années plus tard par étrangler le système racinaire et provoquer la mort des plants ou favoriser les chablis.

Comme les planteurs maîtrisaient bien la technique de plantation, aucun remplacement n'a été nécessaire.

Aucune attaque de termites n'a été à déplorer alors que cet insecte est souvent craint, sans raison, par les sylviculteurs dont certains utilisent préventivement des insecticides à la plantation.



Photo 2.

La pépinière de Lataha, fin mai 1990. Les ombrières ont été retirées pour endurcir les plants avant la plantation. On note la présence de pots vides et des différences dans la taille des plants d'une même espèce. Ces différences résultent de prétraitements des graines non satisfaisants qui ont entraîné l'étalement des germinations, voire une absence de germination. *The Lataha nursery, end of May 1990. The shades have been removed to harden the plants before planting. Empty pots and differences in the size of plants of the same species were noted. These differences are the result of unsatisfactory pre-treatment of the seeds, which led to spreading of germination or even a lack of germination.*

Photo D. Louppe.

Entretiens

En première année, trois entretiens ont été réalisés : désherbage manuel en juin, désherbage mixte avec sarclage manuel sur la ligne suivi d'un passage de pulvérisateur à disques entre les lignes à la fin août et fin octobre – début novembre. En deuxième année, trois entretiens mixtes ont été réalisés en juin, août et novembre, puis deux en année 3. Les arbres ayant une croissance lente, un passage de pulvérisateur à disques a été réalisé entre les lignes en fin de saison des pluies pour réduire les risques de feu. Cet entretien s'est fait jusqu'en 1999 dans les parcelles où il s'avérait nécessaire. Des pare-feu ont été entretenus tous les ans en périphérie de l'ensemble des plantations expérimentales.

Problèmes rencontrés

Le passage du pulvérisateur à disques après défrichage du terrain a provoqué, en découpant les racines superficielles, une apparition massive de drageons, essentiellement chez *Daniellia oliveri*. En mars 1991, il était devenu difficile de séparer visuellement les plants de cette espèce issus de pépinière de ceux issus de drageons. Il fallait donc éliminer ces derniers pour éviter de perturber l'expérimentation car, en majorité, leur croissance était plus rapide que celle des plants de pépinière. En avril 1991, les drageons ont été coupés au sécateur au niveau du sol et du Garlon déposé immédiatement sur la section avec un pinceau afin de faire mourir la souche. Le Garlon est un herbicide systémique produit par Dow AgroSciences composé de Triclopyr (240 g/l) et d'Aminopyralide (30 g/l). Il est utilisé pour éli-

miner la végétation ligneuse et les lianes indésirables. Il est toujours autorisé en 2020². Dans l'ensemble de l'arboretum, les drageons des autres espèces ligneuses, bien que beaucoup plus rares, ont été aussi détruits de la même manière.

Après deux années de croissance, les plants de *Faidherbia albida* ont été attaqués par des rongeurs, probablement des rats de Gambie, qui ont creusé le sol pour aller manger les racines. Quatre-vingt-quatorze plants sur 224 ont dû être ainsi remplacés. Les plants touchés étaient ceux les plus proches du refuge que procurait l'andain (regroupement des troncs des arbres abattus afin de libérer le terrain) à ces rongeurs qui ne se sont pas attaqués aux autres espèces.

Méthode expérimentale

Un arboretum n'a pas pour objectif de comparer des espèces qui n'ont aucun lien commun, notamment en raison de leur morphologie, de leurs utilisations et qualités de bois différentes, et de leurs usages autres que le bois. Son objectif est de tester le comportement des espèces en plantation afin de déterminer celles qui pourront être utilisées soit en plantations pures, soit dans des systèmes agroforestiers, voire en ornemental, sans préjuger de leurs usages potentiels : bois d'œuvre, protection des sols, production de fruits, de fourrage, de fibres, etc. Dans la majorité des cas, les arboretums sont composés de petites parcelles de quelques plants, ce qui ne permet pas de réellement évaluer leur comportement en plantations monospécifiques ni d'établir des courbes de croissance fiables. Au contraire, l'arboretum installé dans le cadre de ce projet a été conçu pour y mener une sylviculture classique et conduire chaque espèce jusqu'au terme de la révolution et l'exploitation finale. Le protocole initial avait prévu des éclaircies dont le rythme serait fonction de la vitesse de croissance de chaque espèce. *In fine*, 10 à 16 arbres par parcelle, les meilleurs, tant en forme qu'en croissance, devaient rester en fin de révolution. Un autre objectif visait à récolter des semences sur les arbres sélectionnés par les éclaircies en vue de futures plantations. Pour ce faire, les parcelles devaient toutes être de grande taille. Toutes devaient compter 224 plants, soit 8 lignes de 28 plants à écartement de 2,0 x 3,5 m pour une superficie de 1 596 m². Cependant, comme 10 espèces ont posé des problèmes en pépinière (tableaux I et II), celles-ci n'ont pas pu être produites en quantités suffisantes et ont été plantées sur des parcelles plus petites mais aussi grandes que possible, de superficie variable selon le nombre de plants disponibles. Ainsi, seules 12 espèces sur 22 ont pu être plantées en parcelles complètes.

En 1990, outre le comportement des espèces en plantations, d'autres questions se posaient, questions pour lesquelles nous souhaitions avoir un début de réponse avant d'installer des dispositifs statistiques plus précis si cela

² <https://ephy.anses.fr/ppp/garlon-excel>.

s'avérait nécessaire au vu des premières investigations. À cette époque, l'inoculation avec des rhizobiums et des mycorhizes avait déjà fait l'objet de nombreuses études, synthétisées par Brunck *et al.* (1990). Leur effet bénéfique pouvait-il être annihilé par des organismes pathogènes comme les nématodes ?

L'importance du rôle des microorganismes du sol nous questionnait donc.

A-t-on avantage à stériliser les sols de pépinière ? Pour répondre à cette question, un test avec huit espèces a été mis en place. La moitié des plants de chaque espèce ont été éduqués sur un sol stérilisé au préalable (Maposol), l'autre moitié sur un sol n'ayant reçu aucun traitement. L'objectif était de comparer des plants dont les racines se sont développées dans un milieu stérilisé au préalable à ceux élevés sur un sol ayant conservé toute sa microfaune et flore. Une meilleure croissance des plants était attendue sur un sol sans pathogènes, nématodes et champignons *a priori* nuisibles. De meilleures conditions de démarrage en plantation étaient aussi espérées.

Les nématodes sont des pathogènes particulièrement redoutés. Déjà, en 1961, Michel et Vilardebo signalaient que plusieurs espèces de nématodes s'attaquaient chacune à de nombreuses espèces de différents genres et familles de plantes cultivées et leur occasionnaient des dégâts se traduisant par de fortes pertes de production. Fortuner et Couturier (1983) avaient observé que diverses espèces d'arbres de la forêt naturelle de Côte d'Ivoire pouvaient être des hôtes de nématodes parasites des cultures, ce qui pourrait poser des problèmes dans les systèmes agroforestiers. En 1985, Germani *et al.* avaient montré que les attaques de nématodes sur arachide réduisaient fortement la nodulation bactérienne et faisaient baisser la mycorhization, entraînant une diminution de l'assimilation du phosphore et une moindre résistance de la plante à la sécheresse. Cela aurait aussi pu concerner certaines espèces d'arbres et réduire leur croissance. Quelques années plus tôt, Alexandre (1977) émettait l'hypothèse que l'absence de régénérations d'avodiré (*Turraeanthus africanus* (Welw. ex C.DC.) Pellegr.) sous les arbres mères était due en partie à de fortes attaques de nématodes dont les racines de l'arbre mère sont infectées. Au moment de la mise en place du dispositif, la question était de savoir si les nématodes attaquent les jeunes plants en pépinière et limitent leur développement sur le terrain.

Cependant, avec un seul traitement de stérilisation du sol, il est impossible de quantifier la part de l'effet des nématodes et de celui des bactéries ou des champignons. En dehors des fontes de semis, les champignons peuvent soit former des mycorhizes et être utiles à la plante, soit être pathogènes et la détruire. Est-il utile ou non d'éliminer l'ensemble des champignons avant de semer les graines ? Les observations faites sur des graines traitées à l'acide sulfurique concentré puis semées sur sol stérilisé à la chaleur ont montré qu'un réticule fongique se développait rapidement sur la graine et aux alentours. Cela laissait supposer que le champignon était déjà dans la graine sous la cuticule qui l'a protégé de l'acide (Stembert, 1991). Ce champignon, possiblement mycorhizien, ne serait donc pas impacté par la stérilisation du sol et, si c'est le cas, donnerait un avantage

au sol stérilisé.

L'objectif recherché était de dégrossir l'effet global de la stérilisation du sol sur les jeunes plants sans entrer dans les détails comme l'identification des nématodes et des champignons, ou leurs modes d'action, ce qui aurait demandé des moyens dont nous ne disposons pas. La stérilisation du sol a été faite avec du Maposol (Métham sodium) en fumigation en confinement sous une bâche pendant une semaine. Ce biocide à la fois pesticide, herbicide et fongicide dont l'utilisation est complexe à mettre en œuvre en toute sécurité, en raison de sa très forte toxicité, est interdit en Europe.

La fertilisation starter apporte-t-elle un avantage aux jeunes plants ?

Une fertilisation starter permet-elle d'accélérer la croissance des jeunes arbres et de fermer rapidement le couvert ? L'élimination précoce de la concurrence herbacée par un couvert dense réduit le coût des entretiens. La fertilisation starter a consisté en un apport, au fond du trou de plantation, six jours avant celle-ci, de 40 g par plant de chlorure de potasse (60 % de K_2O), 70 g par plant de phosphate tricalcique (46 % de P_2O_5) et 170 g par plant de dolomie (28 % de CaO et 18 % de MgO). Il n'y a pas eu d'apport d'azote pour ne pas réduire l'activité fixatrice des *Rhizobium* des légumineuses. L'hypothèse était que les plants ayant créé une symbiose en pépinière, car élevés sur un sol contenant du terreau forestier non stérilisé, pourraient avoir une meilleure croissance en plantation que ceux élevés sur sol stérilisé. Ces derniers n'auraient été infectés qu'après plantation par les rhizobiums présents dans le sol agricole en place, vraisemblablement moins riche et moins divers en rhizobiums qu'un terreau forestier. Les plants infectés plus précocement étaient supposés avoir une fixation symbiotique de l'azote plus efficace qui améliorerait l'effet de la fertilisation starter sur la vitesse de croissance. Cet effet devrait également se ressentir sur les plants non fertilisés.

Dans l'arboretum, les parcelles de huit espèces (*Acacia sieberiana*, *Albizia zygia*, *Ceiba pentandra*, *Daniellia oliveri*, *Faidherbia albida*, *Sterculia setigera*, *Tamarindus indica*, *Terminalia macroptera*) ont été divisées en quatre sous-parcelles :

- T1, sans engrais à la plantation – pépinière sur sol classique ;
- T2, sans engrais – pépinière sur sol stérilisé au Maposol ;
- T3, fertilisation starter à la plantation – pépinière classique ;
- T4, fertilisation starter – pépinière sur sol stérilisé.

Pour toutes les autres espèces, les parcelles n'ont été divisées qu'en deux : avec ou sans fertilisation starter.

Analyses statistiques

Cet arboretum ne présente pas de répétition. De ce fait, pour les comparaisons de moyennes deux à deux, nous avons utilisé le test de Student et pour la comparaison de plusieurs moyennes l'analyse de variance à un critère de classification au risque $\alpha = 5\%$.

Résultats et discussion

Résultats des trois premières années

Prétraitement des semences

Les prétraitements utilisés pour accélérer la germination des graines (tableau II) – encore au stade expérimental pour de nombreuses espèces en 1989, mais affinés depuis (Louppe *et al.*, 1992 ; Willan, 1992 ; CNSF, 2012 ; Sanogo, 2015) – n’ont pas tous donné les résultats escomptés faute de connaissances suffisantes. Un prétraitement adéquat aurait dû favoriser une germination groupée (sortie de l’apex racinaire de la graine) en moins de 10 jours.

Le taux de germination est relativement bas pour les deux *Terminalia* et *Vitex doniana* dont les graines ont en partie pourri au lieu de germer. Même si des progrès sur la conservation des graines et leur traitement avant semis ont été réalisés, les recherches sur ce sujet nécessitent d’être poursuivies.

Stérilisation du substrat de pépinière

La comparaison de sols stérilisés ou non a été menée sur 30 espèces différentes tant exotiques que locales. Parmi ces 30 espèces, 10 ont été plantées dans l’arboretum. Les espèces dont les graines ont été récoltées après mars 1990 n’ont pu être intégrées à cette étude. Les mesures faites entre le 42^e et le 57^e jour après le semis, pour les 10 espèces, sont présentées au tableau III.

Seules *Daniellia oliveri* et *Faidherbia albida* montrent un effet positif significatif de la stérilisation du substrat, laquelle a un effet négatif très fort sur la croissance d’*Acacia polyacantha*. Pour les autres espèces, l’effet n’est pas détectable statistiquement. Sur les trente espèces testées, quatorze ont réagi à la stérilisation du sol, huit avec une croissance plus importante et six avec une diminution de croissance (Louppe *et al.*, 1991). On pourrait approfondir l’étude pour déterminer les causes de la réponse. On pourrait en effet penser que la stérilisation du sol empêche la symbiose rhizobienne d’où une moindre croissance d’*Acacia polyacantha* ; si c’était le cas, *Faidherbia albida* aurait dû réagir de la même manière. Or c’est le contraire qui a été observé ! Quoi qu’il en soit, la stérilisation des sols en pépinière ne présente pas suffisamment d’intérêt par rapport aux risques sanitaires pour les pépiniéristes. Cette technique ne sera pas conseillée d’autant que la manipulation d’un biocide nécessite un savoir-faire et un équipement de protection sophistiqué pour éviter toute contamination.

L’effet de ce traitement en pépinière a néanmoins été mesuré en plantation (tableaux IV et V). Le tableau IV résume l’effet conjugué de la stérilisation du sol en pépinière et de la fertilisation starter. En raison de la forte hétérogénéité des sols, notamment la présence inévitable de termitières (photo 1), les comparaisons statistiques ne mettent pas en évidence de différences significatives. Il aurait fallu, pour cela, avoir un dispositif en blocs avec trois répétitions au minimum. Néanmoins, certaines tendances semblent se dégager :

- la stérilisation du sol en pépinière semble avoir un effet positif alors que la fertilisation n’en a pas (ou dont l’effet engrais semble inférieur à la variabilité de la fertilité du sol) pour *Acacia polyacantha*, *Azelia africana* et *Albizia zygia* ;
- la stérilisation du sol ne semble pas avoir d’effet ou d’effet négatif marqué sur les autres espèces ;
- la fertilisation starter semblerait avoir un effet sur la croissance de *Ceiba pentandra* élevé sur sol stérilisé et sur *Sterculia setigera* élevé sur sol non stérilisé ;
- la fertilisation starter semble avoir amélioré la croissance de *Detarium microcarpum*, *Vitex doniana*, bien que leur croissance soit très faible, et *Ficus exasperata*.

L’évolution de l’effet de la stérilisation du sol de pépinière a été étudiée en plantation jusqu’à 2,5 ans, indépendamment de la fertilisation puisque son effet est en grande partie masqué par la variabilité des sols. Les résultats sont présentés dans le tableau V.

Tableau III.

Comparaison de la croissance en pépinière de dix espèces locales en fonction de la stérilisation ou non du sol (hauteurs en cm).

Comparison of nursery growth of ten local species in relation to soil sterilisation or not (heights in cm).

Espèces	Âge* (jours)	Sol non stérilisé	Sol stérilisé	Différences (%)**	Signification statistique
<i>Acacia polyacantha</i>	57	39,6	32,7	- 17,6	THS
<i>Acacia sieberiana</i>	55	35,9	37,4	+ 4,1	NS
<i>Albizzia zygia</i>	56	6,9	6,5	- 5,5	NS
<i>Ceiba pentandra</i>	42	20,8	20,2	- 2,7	NS
<i>Daniellia oliveri</i>	57	11,9	14,0	+ 18,4	THS
<i>Detarium microcarpum</i>	57	9,9	9,8	- 0,4	NS
<i>Faidherbia albida</i>	55	33,0	35,4	+ 7,2	S
<i>Sterculia setigera</i>	54	18,5	19,8	+ 6,5	NS
<i>Tamarindus indica</i>	56	19,7	19,0	- 3,5	NS
<i>Terminalia macroptera</i>	55	4,0	4,4	+ 10,0	NS

* Nombre de jours écoulés entre le semis et la mesure en hauteur ; S : différence significative au seuil 5 % ; THS : différence très hautement significative ; NS : différences non significatives.
** Les pourcentages peuvent apparaître inexacts, les différences sont liées aux arrondis au millimètre près.

Tableau IV.

Croissance en plantation de plants élevés en pépinière sur sol stérilisé ou non et fertilisés ou non à la plantation (mesures à 20 mois).

Plantation growth of nursery raised plants on sterilised or unsterilised soil and fertilised or unfertilised at planting (measurements at 20 months).

Arboretum 90-01 : mesures à 20 mois									
Espèces	Sol de pépinière**	Sans engrais			Avec fertilisation starter			Différences	
		S (%)	H (cm)	D (mm)	S (%)	H (cm)	D (mm)	ΔH (%)	ΔD (%)
<i>Acacia polyacantha</i>	0	100	215	66	98	171	62	- 20,5	- 6,1
	1	100	238	72	100	189	68	- 20,6	- 5,6
Effet stérilisation (%)		0,0	10,7	9,1	2,0	10,5	9,7		
<i>Acacia sieberiana</i>	0	98	148	27	100	162	30	9,5	11,1
	1	100	155	28	96	184	35	18,7	25,0
Effet stérilisation (%)		2,0	4,7	3,7	- 4,0	13,6	16,7		
<i>Azelia africana</i>	0	86	39	13	82	38	15	- 2,6	15,4
	1	86	50	17	77	47	16	- 6,0	- 5,9
Effet stérilisation (%)		0,0	28,2	30,8	- 6,1	23,7	6,7		
<i>Albizia zygia</i>	0	90	120	29	96	128	32	6,7	10,3
	1	98	151	33	98	146	32	- 3,3	- 3,0
Effet stérilisation (%)		8,9	25,8	13,8	2,1	14,1	0,0		
<i>Anogeissus leiocarpa*</i>	0	82	131	42	83	138	40	5,3	- 4,8
<i>Balanites sp.</i>	0	57	78	16	43	73	14	- 6,4	- 12,5
<i>Blighia sapida</i>	0	98	120	27	98	106	26	- 11,7	- 3,7
	1	93	108	27	89	122	28	13,0	3,7
Effet stérilisation (%)		- 5,1	- 10,0	0,0	- 9,2	15,1	7,7		
<i>Ceiba pentandra</i>	0	98	245	67	96	255	70	4,1	4,5
	1	98	238	64	100	266	74	11,8	15,6
Effet stérilisation (%)		0,0	- 2,9	- 4,5	4,2	4,3	5,7		
<i>Cola cordifolia</i>	0	93	81	43	100	88	45	8,6	4,7
	1	100	93	44	93	91	47	- 2,2	6,8
Effet stérilisation (%)		7,5	14,8	2,3	- 7,0	3,4	4,4		
<i>Daniellia oliveri</i>	0	51	18	4	57	20	5	11,1	25,0
	1	48	22	4	63	24	6	9,1	50,0
Effet stérilisation (%)		- 5,9	22,2	0,0	10,5	20,0	20,0		
<i>Detarium microcarpum</i>	0	20	12	3	11	17	6	41,7	100,0
<i>Faidherbia albida</i>	0	98	89	18	100	79	16	- 11,2	- 11,1
	1	91	85	15	91	85	16	0,0	6,7
Effet stérilisation (%)		- 7,1	- 4,5	- 16,7	- 9,0	7,6	0,0		
<i>Ficus exasperata</i>	0	100	99	28	86	114	32	15,2	14,3
<i>Parkia biglobosa</i>	0	91	62	18	79	68	20	9,7	11,1
	1	89	56	19	84	65	20	16,1	5,3
Effet stérilisation (%)		- 2,2	- 9,7	5,6	6,3	- 4,4	0,0		
<i>Pericopsis laxiflora*</i>	0	42	14	6	14	12	7	- 14,3	16,7
<i>Pterocarpus erinaceus*</i>	0	69	57	19	52	41	16	- 28,1	- 15,8
<i>Spondias mombin</i>	0	32	106	51	6	244	67	130,2	31,4
<i>Sterculia setigera</i>	0	100	157	60	100	179	70	14,0	16,7
	1	96	160	61	100	155	58	- 3,1	- 4,9
Effet stérilisation (%)		- 4,0	1,9	1,7	0,0	- 13,4	- 17,1		
<i>Tamarindus indica</i>	0	100	120	40	100	137	42	14,2	5,0
	1	98	120	38	100	129	41	7,5	7,9
Effet stérilisation (%)		- 2,0	0,0	- 5,0	0,0	- 5,8	- 2,4		
<i>Terminalia schimperiana</i>	0	100	133	35	100	120	34	- 9,8	- 2,9
<i>Terminalia macroptera*</i>	0	73	48	19	69	44	16	- 8,3	- 15,8
<i>Vitex doniana</i>	0	95	44	26	81	52	27	18,2	3,8

* Plants de petite taille au départ ou abrutis par les herbivores, ce qui explique la sous-estimation des taux de survie par rapport aux mesures ultérieures.

** 0 : sol non stérilisé en pépinière ; 1 : sol stérilisé en pépinière.

Tableau V.

Croissance en plantation de plants élevés en pépinière sur sol stérilisé ou non (hauteurs en cm).
Plantation growth of nursery grown plants on sterilised or unsterilised soil (heights in cm).

Âge	7 mois		20 mois		31 mois		Δ (%)
	Non stérilisé	Stérilisé	Non stérilisé	Stérilisé	Non stérilisé	Stérilisé	
<i>Acacia sieberiana</i>	62	70	155	170	227	252	+ 11
<i>Azelia africana</i>	26	27	39	49	71	84	+ 18
<i>Albizia zygia</i>	51	60	124	149	204	229	+ 12
<i>Blighia sapida</i>	46	39	113	115	178	198	+ 11
<i>Ceiba pentandra</i>	126	139	250	252	335	337	0
<i>Daniellia oliveri</i>	16	15	19	23	44	44	0
<i>Faidherbia albida</i>	49	57	84	84	117	*	–
<i>Parkia biglobosa</i>	20	21	65	61	125	114	– 9
<i>Sterculia setigera</i>	95	94	168	158	219	217	– 1
<i>Tamarindus indica</i>	50	49	129	125	166	160	– 4

* Données manquantes : plants en grande partie détruits par des rongeurs.

Tableau VI.

Croissance de 22 espèces soudano-guinéennes sur la station de Lataha (Korhogo) entre 4,5 et 8,5 ans.
Growth of 22 Sudano-Guinean species in the Lataha station (Korhogo) between 4.5 and 8.5 years.

Années des mesures et âge des plantations	1995 54 mois				1996 66 mois				1997 78 mois				1999 102 mois			
	S (%)	H (cm)	Cg (cm)	G (m ² /ha)	S (%)	H (cm)	Cg (cm)	G (m ² /ha)	S (%)	H (cm)	Cg (cm)	G (m ² /ha)	S (%)	H (cm)	Cg (cm)	G (m ² /ha)
<i>Acacia polyacantha</i>	78,6	283	17	2,58	73,7	311	19,7	3,26	59,4	300	22	3,26	33,9	415	29,3	3,18
<i>Acacia sieberiana</i>	92,9	376	16	2,7	94,6	405	18,8	3,75	91,1	398	20,8	4,48	75,4	445	21,8	4,1
<i>Azelia africana</i>	87,1	164	9	0,8	87,1	211	12,4	1,06	62,9	241	15,3	1,68	81,2	315	18	2,52
<i>Albizia zygia</i>	74,6	382	18	2,75	80,8	369	22,1	3,67	63,3	350	25,2	4,57	48,7	549	29,3	4,75
<i>Anogeissus leiocarpa</i>	93,3	490	18	3,44	88,4	607	23,7	5,65	94,2	688	28,1	8,43	85,7	1085	33,7	10,8
<i>Balanites aegyptiaca</i>					7,1	75	–	–	0	–	–	–	0	–	–	–
<i>Blighia sapida</i>	92,4	324	17	3,04	92,9	374	19,7	3,79	86,6	389	21,7	4,63	87,5	439	23,8	5,45
<i>Ceiba pentandra</i>	96,9	436	31	10,59	96,9	448	28,9	9,23	94,2	465	32,6	11,4	72,8	503	35,7	10,53
<i>Cola cordifolia</i>	98,2	206	13	1,89	96,4	217	15,1	2,34	92,9	238	16,7	2,94	95,5	244	18,5	3,63
<i>Daniellia oliveri</i>	52,2	101	6	0,21	56,7	130	8,2	0,19	23,2	138	9,9	0,26	50,4	206	10,5	0,42
<i>Detarium microcarpum</i>					36,2	–	–	–	33,9	88	–	–	50,9	100	–	0,04
<i>Faidherbia albida</i>	93,3	155	11	1,12	92	167	15,8	1,09	92,9	161	–	1,33	76,8	187	21	1,46
<i>Ficus exasperata</i>	91,7	202	9	0,84					89,3	228	7,8	0,61	0	–	–	–
<i>Parkia biglobosa</i>	83,5	249	12	1,73	85,7	286	13,9	1,64	83,2	321	15,6	2,29	79	364	18,6	2,86
<i>Pericopsis laxiflora</i>	81,2	191	12	1,33	53,1	192	9,9	0,55	41,7	213	10,6	0,53	30,4	318	17,8	0,94
<i>Pterocarpus erinaceus</i>	65,4	444	20	2,97	61,6	555	26,5	4,77	64,4	664	31,2	7,15	60,7	879	38,4	10,04
<i>Spondias mombin</i>									26,9	296	26,2	2,1				
<i>Sterculia setigera</i>	99,1	339	19	4,07	98,7	376	20,9	4,85	98,7	396	25	7	97,3	424	23,3	5,93
<i>Tamarindus indica</i>	97,8	253	14	2,18	96,9	286	15,7	2,65	97,3	283	18,8	3,89	96,4	296	18,4	3,64
<i>Terminalia schimperiana</i>	100	429	20	4,55	100	534	23	6,01	100	504	25,2	7,22	100	634	28,6	9,13
<i>Terminalia macroptera</i>					83	226	15,3	1,8	82,1	280	15,9	2,89	69,3	360	19,9	2,84
<i>Vitex doniana</i>	62,5	123	6	2,06	25	83	–	–	84,5	150	7,5	0,55	86,9	171	14,4	1,04

S : taux de survie ; H : hauteur moyenne ; Gg : circonférence de l'arbre de surface terrière moyenne ;
G : surface terrière rapportée à l'hectare.

Deux années et demie après la plantation, les comparaisons de moyennes n'ont toujours pas pu mettre en évidence de différences significatives en hauteur au seuil de 5 %. Quatre espèces semblent cependant montrer une meilleure croissance si les plants ont été élevés en pépinière sur sol stérilisé. Ces différences doivent être considérées avec circonspection car plusieurs des espèces testées ont été abruties, à l'exemple de *Azelia africana*. La présence de termitières, notamment les deux sur la parcelle de *Blighia sapida*, faussent certainement les résultats obtenus.

Ces résultats préliminaires laissent supposer qu'il pourrait y avoir des interactions, positives ou négatives, entre la stérilisation du sol et la fertilisation starter. Celles-ci pourraient être un sujet d'étude (Brunck *et al.*, 1990).

Taux de survie

Dans l'ensemble, les taux de reprise à 54 mois (tableau VI) sont satisfaisants et dépassent largement les 80 %. Quatre espèces échappent cependant à cette règle :

- *Daniellia oliveri* qui a végété, bien qu'ayant parfaitement réussi en pépinière, dès la plantation, et a commencé à dépérir au cours de la première saison sèche. La cause n'a pu en être déterminée. La difficulté rencontrée ensuite avec cette espèce est qu'elle drageonne abondamment (Bellefontaine, 2018), même à partir de racines d'arbres abattus. La parcelle a ainsi été très vite envahie par un grand nombre de drageons difficilement différenciables des arbres plantés dès qu'ils se trouvent sur la ligne de plantation.
- *Terminalia macroptera* montrait, deux heures après la plantation, un début de fanaison inquiétant. Le sectionnement du chignon racinaire de fond de pot au moment de la plantation a probablement détruit l'équilibre entre partie aérienne et partie souterraine, donc l'équilibre absorption d'eau/évapotranspiration. La reprise a néanmoins été bonne car les pluies sont arrivées rapidement. Un habillage du feuillage serait une précaution à prendre pour cette espèce.
- *Pterocarpus erinaceus* est une espèce très appréciée et c'est vraisemblablement là qu'il faut trouver la cause de la mortalité observée, au contraire d'*Azelia africana* qui, bien que très fortement broutée par les herbivores, a montré 87 % de réussite.
- *Detarium microcarpum* est un cas particulier dont il sera question plus loin.

Pour les trois premières des quatre espèces ci-dessus, les variations des taux de survie (tableau VI) au cours du temps sont certainement liées à l'abrutissement³. Ainsi, un arbre fortement brouté peut être compté comme mort une année et réapparaître l'année suivante sous la forme d'un rejet.

³ Pendant les premières années de la station, espace protégé, les pasteurs transhumants coupaient les fils de fer barbelés pour y faire entrer le bétail afin qu'il s'alimente car, malgré les entretiens, la végétation herbacée était plus abondante qu'à l'extérieur qui était surpâturé. Certaines espèces d'arbres comme *Azelia africana*, *Pterocarpus erinaceus*, *Khaya senegalensis* fournissent par émondage un excellent fourrage de saison sèche et leurs jeunes plants, ainsi que ceux de quelques autres espèces, sont particulièrement appréciés par le bétail surtout quand il n'y a plus d'herbe à brouter.

Floraison, fructification

Dès la deuxième année, quelques plants d'*Acacia polyacantha* et de *Sterculia setigera* ont commencé à fleurir et à fructifier. En troisième année, la floraison a débuté chez *Tamarindus indica* et chez *Blighia sapida* dont un individu a fructifié abondamment.

Résultats entre quatre et neuf ans

Ces résultats sont présentés au tableau VI et illustrés par les planches photographiques 1 à 4.

L'effet de la fertilisation starter n'ayant pas pu être mis en évidence, nous ne traiterons plus de ce sujet. En effet, comme on peut le voir sur les photos 1 et 4, les variations locales de fertilité du sol dues aux termitières sont très importantes, davantage que les variations que l'on pourrait attribuer à la fertilisation.

Il faut souligner que, compte tenu de la forte densité de plantation, 1 428 plants/ha, il convient de relativiser les taux de survie, d'autant que l'objectif à long terme



Photo 3.

Le terrain préparé destiné aux expérimentations de 1990. L'arboretum ne représente qu'une faible partie des plantations expérimentales installées en 1990. Le massif boisé que l'on aperçoit sur la gauche entoure le dôme granitique autour duquel sera installé l'arboretum. La faible quantité de bois dans les andains montre que le terrain était peu boisé, ce qui explique les ravines d'érosion liées aux activités agricoles antérieures. Ces ravines indiquent le sens des pentes. Toutes traces d'érosion ont disparu dans les deux à trois années qui ont suivi les plantations. Même les fortes pluies de 2019 qui ont entraîné une érosion sévère dans les terres agricoles voisines n'en ont pas causées dans les parcelles boisées. Sur la droite, on voit les plantations de 1988 et en bordure du lac de barrage une bande de forêt naturelle conservée quoique dégradée.
The land prepared for the 1990 experiments. The arboretum represents only a small part of the experimental plantations installed in 1990. The woodland seen on the left surrounds the granite dome around which the arboretum will be established. The small amount of wood in the windrows shows that the land was sparsely wooded, which explains the erosion gullies linked to previous agricultural activities. These gullies indicate the direction of the slopes. All traces of erosion disappeared within two to three years of planting. Even the heavy rains of 2019, which caused severe erosion in the neighbouring farmland, did not cause any erosion in the woodland plots. On the right are the plantations from 1988 and a strip of natural forest on the edge of the reservoir, which has been preserved but degraded. Photo taken in early June 1990.
Photo D. Louppe, début juin 1990.



Planche photographique 1.

Ceiba pentandra : 15 mois (a1), 6 ans (a2), 9 ans (a3), 11 ans (a4) : les pieds les plus vigoureux sont sur une ancienne termitière mais on observe déjà les premiers dessèchements de cimes, et 29 ans (a5) : arbre isolé au milieu d'espèces spontanées. *Anogeissus leiocarpa* : 6 ans (b1), 11 ans (b2), 23 ans (b3) et 29 ans (b4). *Pterocarpus erinaceus* : 11 ans (c1), 23 ans (c2), 29 ans (c3).
Ceiba pentandra: 15 months (a1), 6 years (a2), 9 years (a3), 11 years (a4): the most vigorous plants are on an old termite mound but the first drying up of the tops is already observed and 29 years (a5): isolated tree in the middle of spontaneous species *Anogeissus leiocarpa*: 6 years (b1), 11 years (b2), 23 years (b3) and 29 years (b4). *Pterocarpus erinaceus*: 11 years (c1), 23 years (c2), 29 years (c3).
Photo D. Louppe.

des plantations est d'obtenir une densité comprise entre 80 et 100 arbres adultes par hectare, soit seulement 5,6 à 7,0 % des arbres plantés. À neuf ans, un taux de survie de 50 % (112 arbres par parcelle) est donc plus qu'acceptable, ce qui est le cas de la majorité des espèces plantées à l'exception de :

- *Balanites aegyptiaca* ou « dattier du désert », planté pour ses fruits, lequel a rapidement disparu car cette espèce des zones sahélienne et soudano-sahélienne a été plantée loin de son aire naturelle ;

- *Ficus exasperata*, espèce fourragère recherchée, à la limite nord de son aire d'extension, qui a végété jusqu'à 6 ans et demi pour finalement disparaître ;

- *Spondias mombin*, espèce fruitière que l'on trouve plutôt disséminée dans les terres cultivées, et qui ne semble pas adaptée aux plantations de type forestier ; sa plantation devrait se limiter à des individus isolés dans des vergers ou dans des jardins de case ;

- *Acacia polyacantha* qui, malgré une bonne reprise et une bonne croissance initiale (entre 190 et 230 cm de haut en 21 mois), montre une forte mortalité à partir de 5,5 ans : en 3 ans, il perd 55 % de ses individus puis finit par disparaître. La cause probable de cet échec est une insuffisance d'alimentation en eau car il a été planté en dehors de ses sols de prédilection que sont les bas-fonds et la proximité des rivières (Arbonnier, 2019 ; Peltier, 1993). Cette espèce a montré une croissance juvénile spectaculaire sur une zone couverte de termitières (planche photos 4).

La mortalité importante observée chez *Acacia sieberiana* et *Albizia zygia* a sans doute des causes similaires.

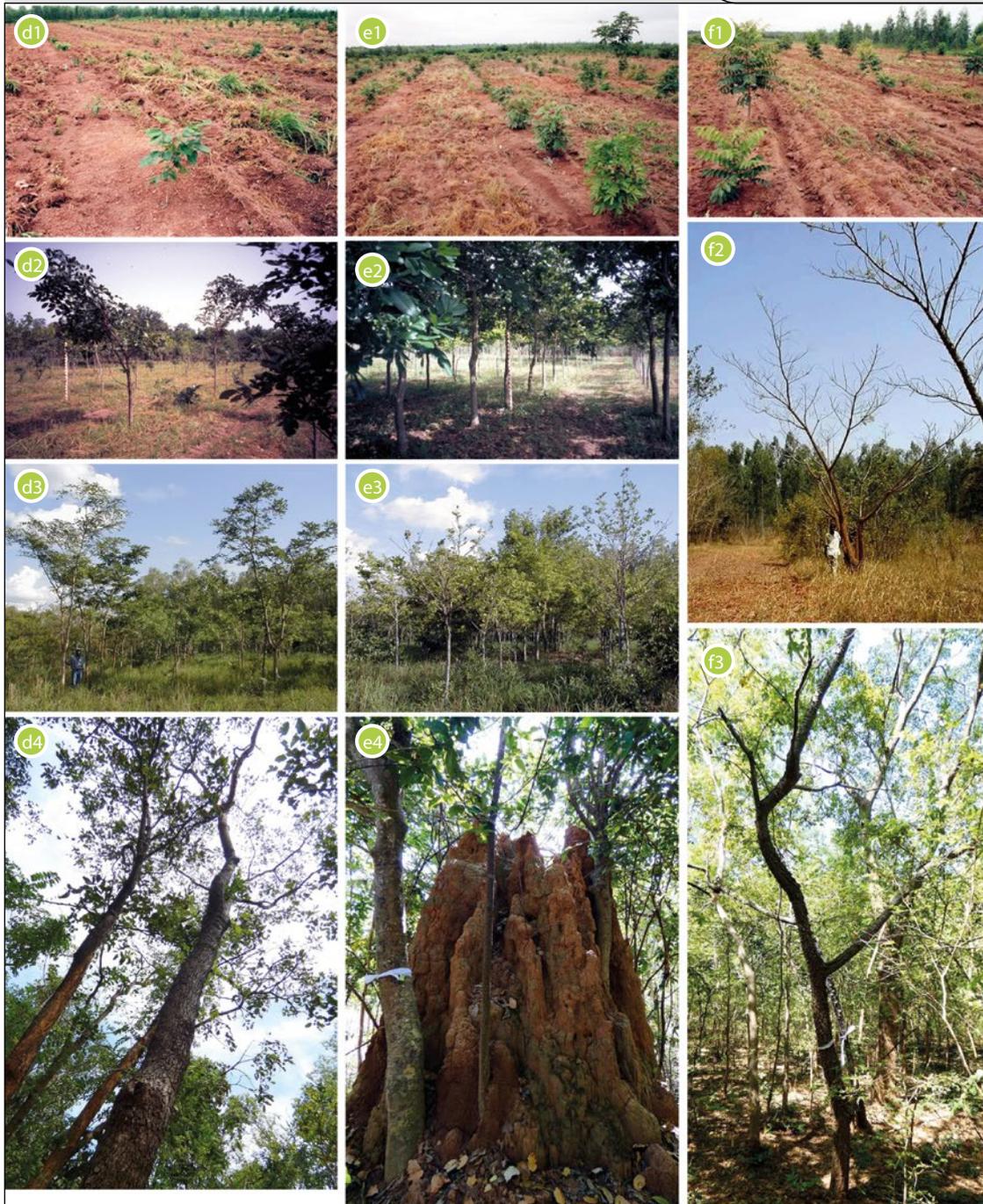


Planche photographique 2.

Afzelia africana : 15 mois (d1), 6 ans (d2), 11 ans (d3), 29 ans (d4). *Blighia sapida* : 15 mois (e1), 6 ans (e2) : les arbres de l'avant-plan sont sur une termitière et montrent une meilleure croissance et génèrent plus d'ombre au sol que ceux qui sont plus loin, 11 ans (e3) et 29 ans (e4) : l'espèce profite de la présence des termites qui, en retour, semblent profiter de la présence/protection des arbres et des déchets organiques qu'ils produisent.

Spondias mombin : 15 mois (f1) : les plants issus de boutures d'arbres différents montrent une forte variabilité de croissance, 10 ans (f2) : quelques sujets sont bien développés mais la mortalité est néanmoins forte, 29 ans (f3) : le meilleur des quatre sujets survivant au milieu du recru naturel d'espèces autochtones.

Afzelia africana: 15 months (d1), 6 years (d2), 11 years (d3), 29 years (d4). *Blighia sapida*: 15 months (e1), 6 years (e2): the trees in the foreground are on a termite mound and show better growth and generate more shade on the ground than those further away, 11 years (e3) and 29 years (e4): the species benefits from the presence of termites which, in turn, seem to benefit from the presence/protection of the trees and the organic waste they produce. *Spondias mombin*: 15 months (f1): seedlings from cuttings of different trees show high variability in growth, 10 years (f2): some individuals are well developed but mortality is nevertheless high, 29 years (f3): the best of the 4 surviving individuals amidst the natural recrudescence of native species.

Photos D. Louppe.



Planche photographique 3.

Albizia zygia : 15 mois (g1), 9 ans (g2) et 11 ans (g3), de nombreux arbres sont morts sur lesquels on a observé de nombreuses piqûres d'insectes. La question est de savoir si ce sont les insectes qui sont la cause de la mortalité ou si les insectes sont venus par ce que les arbres étaient affaiblis. *Daniellia oliveri* : 6 ans (h1), 8 ans (h2) et 29 ans (h3). *Cola cordifolia* : 6 ans (i1), 9 ans (i2) et 29 ans (i3). *Sterculia setigera* : 15 mois (k1), 4 ans (k2) : les arbres ont été élagués, et 6 ans (k3).

Albizia zygia: 15 months (g1), 9 years (g2) and 11 years (g3) old, many trees have died and many insect bites have been observed. The question is whether the insects caused the mortality or whether the insects came through the weakened trees? *Daniellia oliveri*: 6 years (h1), 8 years (h2) and 29 years (h3). *Cola cordifolia*: 6 years (i1), 9 years (i2) and 29 years (i3). *Sterculia setigera*: 15 months (k1), 4 years (k2): the trees have been pruned) and 6 years (k3).

Photos D. Louppe.

Trois autres espèces ont un comportement qu'il convient d'expliquer ici.

Detarium microcarpum est une espèce dont la phase d'installation est particulièrement longue. Dès la première saison sèche, toutes les parties aériennes des plants se dessèchent puis tombent, donnant l'impression que le plant est mort. La saison des pluies suivante, une nouvelle pousse apparaît qui meurt en saison sèche et ainsi de suite pendant plusieurs années jusqu'à que la tige devienne persistante quand le système racinaire est suffisamment développé (Alexandre, 1993). Du fait de cette stratégie originale, le taux de survie apparent est de 0 % jusqu'à 4,5 ans, mais de 50 % quatre années plus tard.

Daniellia oliveri a une croissance particulièrement lente au départ. Le passage du pulvérisateur à disques a provoqué un

important drageonnage/bouturage des racines de *Daniellia* abattus dans cette parcelle. Ces rejets naturels ont été empoisonnés pour ne conserver que les individus plantés ; mais certains ont survécu. Les comptages et mesures ont donc été difficiles, expliquant les variations des taux de survie au cours du temps.

Chez *Faidherbia albida*, les racines d'un bon nombre de plants ont été mangées par des rongeurs avant la troisième saison sèche, obligeant à des remplacements trop tardifs pour que la reprise soit bonne. Bien que *Faidherbia* soit une espèce réputée fertilisante, elle est, dans le jeune âge, extrêmement sensible à la fertilité du sol, comme le montre sa croissance sur un transect traversant une termitière (tableau VII et photo 5).

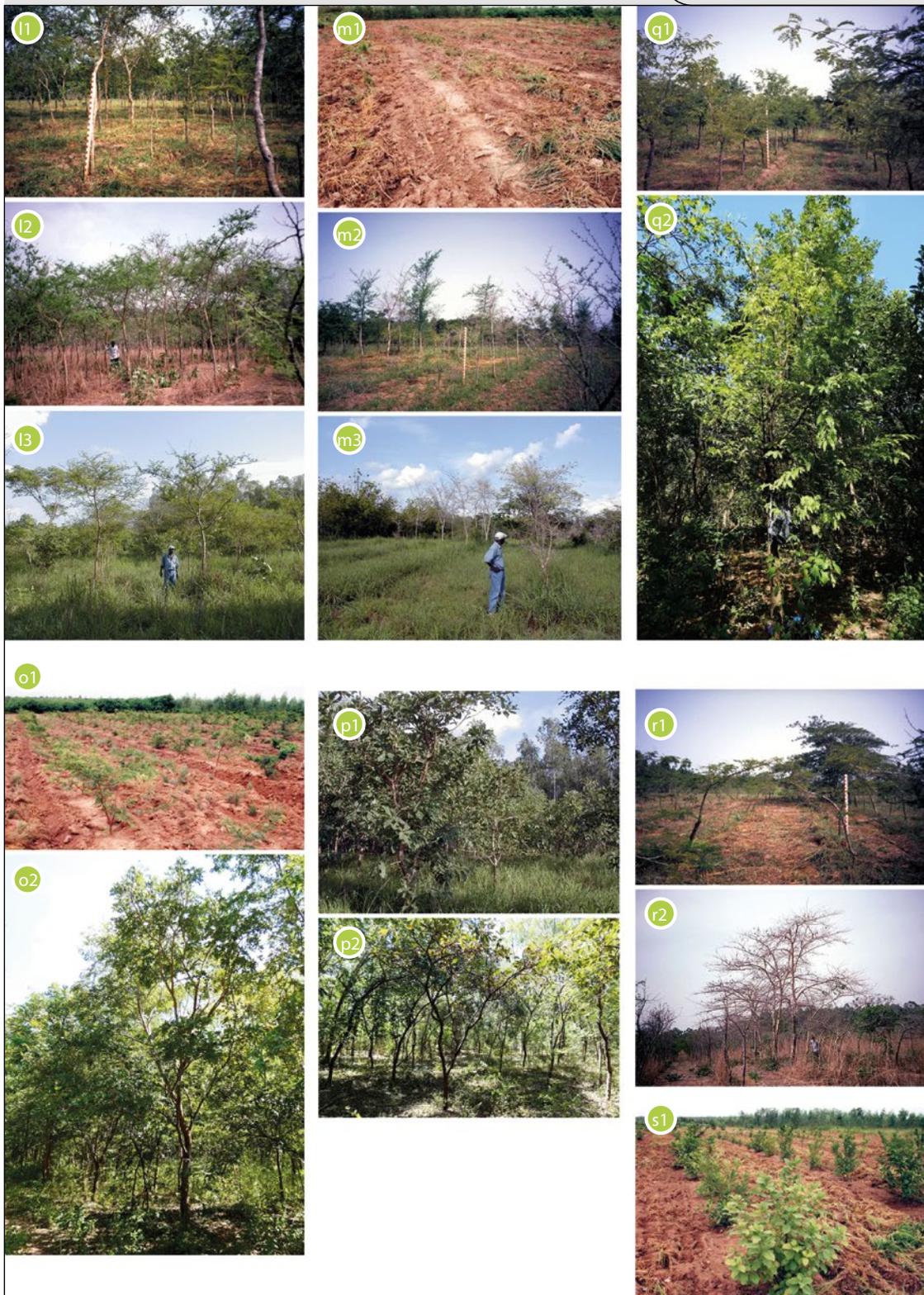


Planche photographique 4.

Acacia sieberiana : 6 ans (l1), 8 ans (l2), 11 ans (l3). *Faidherbia albida* : 15 mois (m1), 6 ans (m2) : les grands sujets sont sur une termitière, 11 ans (m3). *Tamarindus indica* : 6 ans (o1), 29 ans (o2). *Detarium microcarpum* : 15 mois (p1), 29 ans (p2). *Terminalia macroptera* : 11 ans (q1), 29 ans (q2). *Acacia polyacantha* : 6 ans (r1), 8 ans (r2) : cette espèce montre une croissance exceptionnelle sur termitière uniquement. *Ficus exasperata* : 1,5 an (s1).

Acacia sieberiana : 6 years (l1), 8 years (l2), 11 years (l3). *Faidherbia albida* : 15 months (m1), 6 years (m2) : large trees are on a termite mound, 11 years (m3). *Tamarindus indica* : 6 years (o1), 29 years (o2).

Detarium microcarpum : 15 months (p1), 29 years (p2). *Terminalia macroptera* : 11 years (q1), 29 years (q2).

Acacia polyacantha : 6 years (r1), 8 years (r2) : this species shows exceptional growth on termite mounds only.

Ficus exasperata : 1.5 years (s1).

Photos D. Louppe.

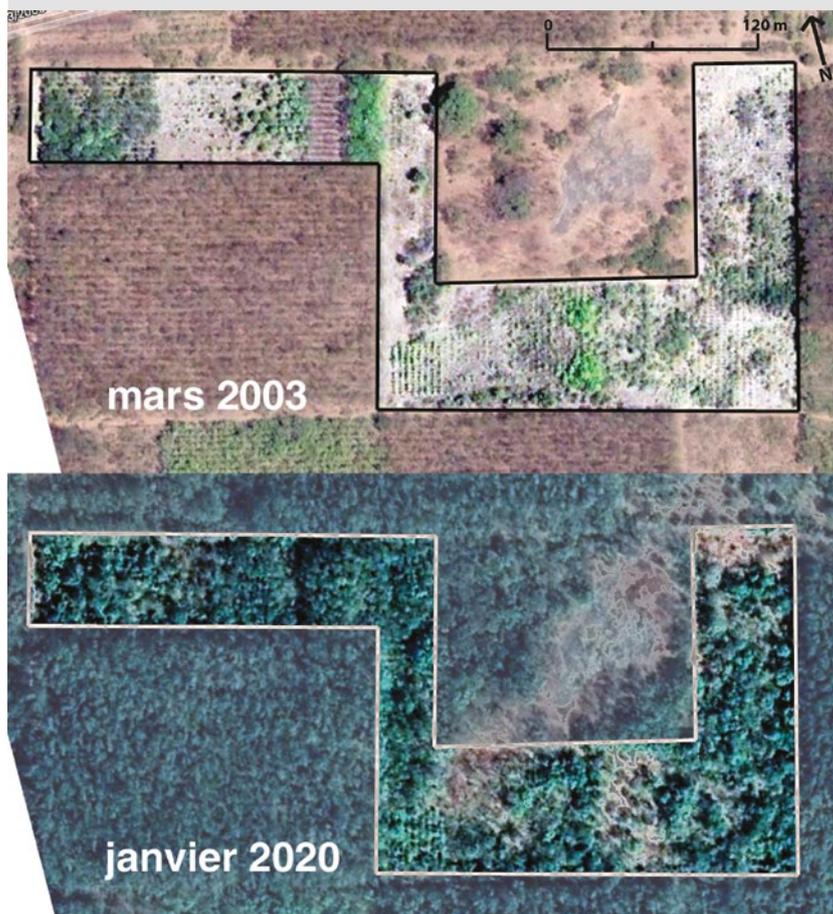


Photo 4.

Vues aériennes de l'arboretum en mars 2003 et en janvier 2020 (source : Google Earth). En 2003, les plantations sont encore jeunes et les espèces autochtones n'ont pas encore envahi les parcelles. Les espèces caducifoliées sont peu visibles sur cette photo prise en fin de saison sèche, d'autant que la sécheresse a été forte en 2002 car le lac de barrage est pratiquement vide. On peut observer des emplacements où le feuillage est plus dense car la fertilité y est meilleure à cause de la présence de termitières. Ceci est très nettement visible sur les deux taches vert clair de la parcelle de *Blighia sapida*. En 2020, le couvert est fermé même dans les parcelles où tous les arbres plantés ont disparu, comme les acacias, ou ont connu une forte mortalité, comme le fromager. C'est le résultat d'une forte colonisation du terrain par des espèces autochtones zoochores mais aussi par des *Gmelina arborea*, une espèce exotique qui, par sa croissance rapide, concurrence localement très fortement les arbres plantés. Cette espèce exotique aurait dû être éliminée dès son apparition mais cela n'a pas été le cas. Aerial views of the arboretum in March 2003 and January 2020. (Source: Google Earth). In 2003, the plantations are still young and the indigenous species have not yet invaded the plots. The deciduous species are not very visible on this photo taken at the end of the dry season, especially as the drought was severe in 2002 because the dam lake is practically empty. We can see places where the foliage is denser because the fertility is better due to the presence of termite mounds. This is clearly visible in the two light green patches in the *Blighia sapida* plot. In 2020, the canopy is closed even in plots where all the planted trees have disappeared, such as the acacia, or have experienced high mortality, such as the cheese tree. This is the result of a strong colonisation of the land by indigenous zoochorous species but also by *Gmelina arborea*, an exotic species which, by its rapid growth, competes locally very strongly with the planted trees. This exotic species should have been eliminated as soon as it appeared, but this was not the case. Photo D. Louppe.

Les différences de croissance hors et sur termitière sont considérables, montrant que *Faidherbia albida* a besoin d'un sol déjà fertile pour s'installer rapidement. Ceci confirme les premières constatations de Geiger *et al.* (1992) et de Brouwer *et al.* (1992). *Faidherbia albida* ne semble donc pas pouvoir être utilisée directement pour restaurer la fertilité de sols dégradés ou trop fortement appauvris ainsi qu'on le préconise. Il convient donc, sur ces sols appauvris ou dégradés, de planter *Faidherbia* sur les vieilles termitières afin de profiter de leur fertilité pour un bon démarrage des plants. Si une dizaine d'arbres sont plantés par termitière, un parc arboré ne sera pas constitué d'arbres répartis de façon régulière dans l'espace mais de petits bosquets. En grandissant, les arbres vont améliorer la fertilité du sol dans leur environnement et permettre ainsi l'installation de nouveaux arbres pour former par la suite un parc assez dense. Sur les sols agricoles de bonne fertilité, ce problème ne se pose pas, donc le parc arboré peut être installé directement avec des écartements de 10 x 10 m.

Quatre espèces se sont montrées particulièrement performantes à 8,5 ans avec des surfaces terrières dépassant 9 m²/ha :

- *Anogeissus leiocarpa* avec une hauteur moyenne de près de 11 m et une surface terrière de 10,8 m²/ha pour une densité de 1 250 arbres/ha ; cette espèce, pionnière et grégaire, est largement monodominante (planche photos 1) ;
- *Pterocarpus erinaceus*, malgré une croissance décourageante pendant les premières années (17 cm à 1,5 ans, 49 cm à 2,5 ans), a montré ensuite une croissance rapide, 158 cm à 3,5 ans et 8,8 m à 8,5 ans, avec une surface terrière de 10,0 m²/ha pour 816 arbres/ha (planche photos 1) ;
- *Terminalia schimperiana*, malgré des problèmes de germination en pépinière, a montré une très bonne reprise en plantation puisqu'à 8,5 ans aucune mortalité n'était constatée ; la surface terrière est de 9,1 m²/ha pour une hauteur moyenne de 6,3 m (photo 6) ;
- *Ceiba pentandra* semblait prometteuse avec une croissance initiale très rapide, soit près de 1 m en hauteur et 2 cm sur le diamètre par an, pour atteindre une surface terrière de 10,5 m²/ha à 4,5 ans. Ensuite, la hauteur moyenne et la surface terrière stagnent. Des dessèchements de cimes et une mortalité (11 % par an) plus qu'inquiétants sont apparus la septième année et se sont poursuivis ensuite (planche photos 1). Un constat similaire avait été fait en Casamance (Vincenti, 1986 ; Louppe, 1992) et au Cameroun (Hautdidier *et al.*, 2002), laissant penser que, en climat soudano-guinéen, cette espèce ne peut être plantée en peuplement qu'avec de très



Photo 5.

Parcelle de *Faidherbia albida* âgée de 8,5 ans. La croissance très variable des arbres peut s'expliquer par la variabilité de la fertilité du sol. Le sol riche de la termitière, derrière l'homme dont la taille sert de référence, porte des arbres qui se sont développés incomparablement plus vite que ceux sur les sols environnants, montrant que *Faidherbia* est une espèce exigeante quant à la qualité des sols, au moins dans le jeune âge.

Plot of 8.5-year-old of Faidherbia albida. The highly variable growth of the trees can be explained by the variability of the soil fertility. The rich soil of the termite mound, behind the man whose height serves as a reference, bears trees that have grown incomparably faster than those on the surrounding soils, showing that Faidherbia is a demanding species in terms of soil quality, at least in its young age.

Photo D. Louppe.

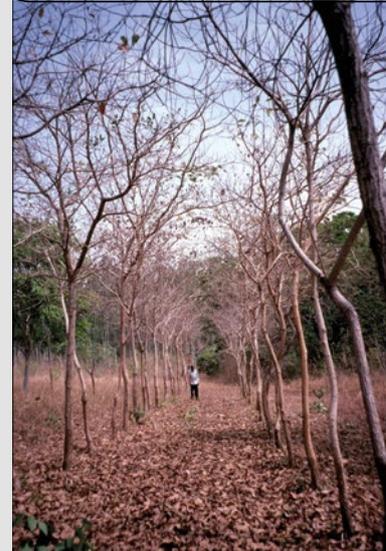


Photo 6.

Terminalia schimperiana âgé de 8,5 ans. L'importante litière qu'il produit couvre bien le sol et limite le développement des espèces adventices tant herbacées que ligneuses qui pourraient le concurrencer.

Terminalia schimperiana is 8.5 years old. The large amount of litter it produces provides good soil cover and limits the development of weeds and woody species that could compete with it.

Photo D. Louppe.

grands écartements en raison de son comportement peu grégaire sous ce climat.

Les trois premières espèces présentent l'avantage de former un couvert dense qui élimine assez bien la strate herbacée et la concurrence des autres ligneux parce qu'ils se régénèrent très mal sous ce couvert.

Résultats à 29 ans

À partir de 2002, le suivi de ces plantations a été abandonné en raison de la période d'insécurité qu'a connue la Côte d'Ivoire. Il n'y a plus eu de mesures entre 1999 et novembre 2019. Aucune sylviculture n'a été mise en œuvre comme cela était prévu : pas d'éclaircie, pas d'élimination des régénérations naturelles d'espèces locales ou exotiques, notamment de *Gmelina arborea* largement disséminée par les oiseaux. Ces espèces « indésirées » ont concurrencé ou dominé les arbres plantés dans cet arboretum, faussant certainement les résultats en les minimisant. L'impact de cette concurrence non souhaitée n'a pas été étudiée à ce jour mais mériterait de l'être.

Par exemple, *Faidherbia albida* a fini par disparaître car cette espèce ne supporte pas la concurrence d'autres espèces. C'est une espèce rudérale

pionnière disséminée par le bétail dans les terres de culture où elle peut constituer des parcs arborés (Seignobos, 1996). Les paysans Sénoufo savent bien que le *Faidherbia* disparaît lorsque les terres sont mises en jachère longue.

Un autre facteur a été décisif pour la survie ou la mortalité des arbres : la très forte sécheresse de 2005-2006 (Boko-Koiadia *et al.*, 2016). Faute d'observations faites dans les années qui ont suivi, il est impossible de savoir si elle a été ou non la cause majeure de la disparition totale ou partielle de certaines espèces.

Concurrence et sécheresse ont probablement été des facteurs cumulatifs. L'une sans l'autre n'aurait peut-être pas conduit aux effets observés en 2019.

Un troisième effet sur les résultats obtenus, également non étudié, est l'effet termitières. En effet, de nombreuses termitières cathédrales, dépassant deux mètres de haut, sont apparues, incluant souvent des arbres qui ne semblent pas souffrir de cette situation (photo 7). Le développement des termitières pendant la période d'abandon de l'arboretum

Tableau VII.

Hauteurs à 8,5 ans des plants de *Faidherbia albida* sur un transect traversant une ancienne termitière, dans la station de Lataha, en Côte d'Ivoire.

Heights (cm) at 8.5 years of Faidherbia albida plants on a transect through an old termite mound, in the Lataha Station, Côte d'Ivoire.

Distances (en m) par rapport au centre de la termitière	- 10,5	- 7	- 3,5	0	+ 3,5	+ 7	+ 10,5
Hauteurs des arbres (en cm)	100	20	750	1 050	1 000	250	50



Photo 7.

Beaucoup de termitières cathédrales se sont développées dans les plantations au cours des dix dernières années. Elles étaient beaucoup moins nombreuses et surtout beaucoup moins développées en 2013. L'activité croissante des termites est probablement due à l'enrichissement du milieu par la matière organique de la litière. Dans l'ensemble, aucune des espèces plantées ne semble avoir eu de mortalité liée à la présence des termites.

Many cathedral termite mounds have developed in the plantations over the last ten years. They were much less numerous and especially much less developed in 2013. The increase in termite activity is probably due to the enrichment of the environment with organic matter from the litter. On the contrary, overall, none of the planted species seems to have had termite-related mortality.
Photo D. Louppe.

pourrait être lié à l'augmentation de la matière organique disponible au sol résultant des retombées de litières et de bois mort. Une matière organique abondante permet d'alimenter un plus grand nombre de termites, donc des colonies, d'où l'augmentation de la taille des nids. La croissance des arbres à proximité de ces termitières est meilleure, ainsi que nous l'avons déjà noté plus haut. La dispersion des termitières entraîne une hétérogénéité de milieu qui se traduit par une hétérogénéité de la taille

des arbres d'une même espèce masquant les différences statistiques probables des traitements appliqués.

Le tableau VIII présente les résultats des mesures de novembre 2019.

Pour quatre espèces, nous disposons de tarifs de cubage élaborés chacun à partir du cubage intégral de 80 individus abattus en forêt de Badénou à environ 80 km de distance (Louppe *et al.*, 1994 a, b, c, d) :

- *Azelia africana* : $VT = 0,1271 - 0,5633 \times C + 1,0608 \times C^2$
- *Anogeissus leiocarpa* : $VT = - 0,0826 + 0,8633 \times C^2$
- *Pterocarpus erinaceus* :
 $VT = - 0,0635 - 0,3949 \times C + 0,9617 \times C^2$
- *Parkia biglobosa* : $V = 0,0935 + 0,1392 \times C^3$

Avec VT = volume total (en m³) jusqu'à une découpe fin bout de 4 cm de diamètre, C = circonférence du fût (en m) à 1,30 m de haut.

Ces tarifs sont valides entre 30 et plus de 250 cm de circonférence.

Analyse des résultats à 29 ans

Toutes les espèces, excepté *Balanites aegyptiaca*, étaient encore bien présentes à 8,5 ans avec au moins 430 arbres/ha, ce qui laissait présager des peuplements denses dans un avenir plus ou moins proche.

Cependant, à 29 ans, *Acacia polyacantha*, *Faidherbia albida* et *Ficus exasperata* avaient également disparu. Trois espèces n'étaient plus représentées que par quelques individus :

- *Acacia sieberiana* (survie : 2,2 %), espèce préférant les sols argileux de bas-fonds temporairement inondés et peu adaptée aux sols de plateau (Arbonnier, 2019) ;
- *Albizia zygia* (2,7 %) ;
- *Spondias mombin* (2,8 %).

Ces sept espèces ne sont donc pas à conseiller pour des reboisements en plein sur des terres de plateau dans la région de Korhogo. Certaines peuvent néanmoins servir pour des reboisements en zone plus humide de bas-fond ou dans des systèmes agroforestiers.

Parmi les 15 espèces restantes, *Ceiba pentandra* (fromager) est la seule présentant un faible taux de survie (6,3 %) mais qui correspond néanmoins à 89 arbres/ha, nombre suffisant pour constituer une futaie à l'avenir. Sa croissance est très lente avec seulement trois individus dont la hauteur est supérieure à 10 m. Cette espèce, qui a montré des dessèchements de cimes dès sept ans, ne semble donc pas adaptée à la constitution de peuplements denses monospécifiques dans les conditions de l'expérimentation (planche photos 1). Pourtant le fromager est un arbre que l'on trouve régulièrement disséminé dans la région. Peut-être est-il très exigeant vis-à-vis de la fertilité du sol ? En effet un proverbe sénoufo dit « *heureux celui qui a un fromager dans son champ* », sous-entendu « *car celui-ci est fertile et les récoltes seront bonnes* ».

Sterculia setigera, bien qu'ayant eu un très bon démarrage (planche photos 3), se distingue par des dessèchements de cimes qui touchent presque la totalité des arbres. Pourtant c'est une espèce réputée pour croître sur des sols gravillonnaires et peu profonds mais qui ne forme jamais de bosquet. Il s'agit d'une espèce non grégaire à utiliser prudemment comme arbre isolé dans des terres de culture afin de produire une gomme alimentaire.

Ces deux espèces également ne sont pas recommandées pour des plantations, tout au moins dans les conditions de l'arboretum. Elles ont peut-être eu à souffrir plus que les autres de la concurrence des espèces qui se sont naturellement installées et développées au cours des vingt dernières années, d'autant plus qu'il n'y a eu ni entretien ni sylviculture. L'année de forte sécheresse a également pu jouer un rôle, notamment pour le fromager.

En l'absence de sylviculture, un critère qui nous paraît intéressant est le quotient (Q) que nous définissons comme étant le rapport de la surface terrière des dominants (G Dom) à la surface terrière totale (G Tot) divisé par 100 (nombre d'arbres dominants par hectare) sur le nombre total d'arbres à l'hectare (N Tot) :

$$Q = \frac{G \text{ Dom} / G \text{ Tot}}{100 / N \text{ Tot}}$$

Ce coefficient Q a été construit pour caractériser l'homogénéité du peuplement et la part qu'ont les arbres d'avenir, les arbres dominants, dans la constitution de la futaie future. Ainsi, Q caractérise l'importance de la surface terrière des dominants par rapport à leur part, en nombre, dans la population. En effet, en n'utilisant que G Dom/G Tot, on aurait naturellement une valeur élevée pour les parcelles avec un faible nombre d'individus et plus faible pour les peuplements denses. Le coefficient Q veut éliminer ce biais et donner une réelle image du poids des dominants dans le peuplement. Plus Q est élevé, plus les arbres dominants ont un poids important dans la population globale ; plus il se rapproche de 1, plus les différences de taille entre les arbres dominants et le reste de la population sont faibles, donc plus le peuplement est homogène. Ce coefficient n'a d'intérêt que si l'on ne peut pas estimer les volumes individuels sur pied, quand il n'existe pas de tarif de cubage individuel fiable.

Pour les plantations étudiées ici, on a :

- $Q > 3$ pour *Anogeissus leiocarpa*, *Sterculia setigera* et *Vitex doniana* ;
- $3 > Q > 2,5$ pour *Pterocarpus erinaceus*, *Azelia africana*, *Cola cordifolia* et *Blighia sapida* (qui est juste limite : 2,49) ;
- $2,5 > Q > 2$ pour *Parkia biglobosa* et *Pericopsis laxiflora*.

Pour ces neuf espèces, les arbres dominants ont un rôle majeur dans la production, ce qui laisse supposer qu'une grande part des autres arbres sont de petite taille et auraient dû être éliminés lors des éclaircies s'il y en avait eu.

Les individus des autres espèces ont une croissance plus homogène.

Si, au lieu des surfaces terrières, on compare le volume des 100 dominants à l'hectare au volume total de la parcelle, ces différences sont encore plus marquées, le volume

des dominants rapporté au volume total (cubés à partir de 10 cm de diamètre) représente :

- 36,7 % pour *Anogeissus leiocarpa*, avec une densité de 1 084 arbres/ha ;
- 44,4 % pour *Pterocarpus erinaceus* avec 753 arbres/ha ;
- 47,9 % pour *Azelia africana* avec 759 arbres/ha ;
- 68,4 % pour *Parkia biglobosa* avec 389 arbres/ha.

Ces données laissent penser qu'une sylviculture adaptée (éclaircies en temps utile) aurait permis de concentrer une partie supplémentaire de la production sur les arbres dominants pour obtenir des arbres de plus gros diamètre.

Les trois décennies (29 années) de suivi de cet arboretum montrent que, en dehors des problèmes que l'on peut rencontrer en pépinière, planter des espèces autochtones adaptées aux conditions climatiques locales nécessite d'en connaître l'écologie et notamment les exigences édaphiques. En choisissant mieux le site de plantation, par exemple en plantant *Acacia sieberiana*, *Acacia polyacantha* et *Albizia zygia* non en haut de Caténa mais à proximité du fond de la vallée, on aurait amélioré leur survie et leur croissance. Si des espèces non grégaires comme *Spondias mombin*, *Faidherbia albida*, *Ceiba pentandra* et *Sterculia setigera* avaient été plantées à de très grands écartements dans des terres cultivées, elles auraient probablement pu se développer de manière satisfaisante et, de plus, n'auraient pas eu à souffrir de la concurrence des espèces qui se sont installées naturellement.

Il est remarquable d'observer que cet arboretum a été envahi par de nombreuses espèces qui se sont régénérées naturellement et ont ainsi recréé une jeune forêt dense sèche même dans les parcelles où les espèces plantées ont disparu (photo 4). Si l'on exclut les régénérations de *Daniellia oliveri* et *Isobertinia doka*, issues de drageons ou du bouturage naturel des racines des arbres abattus lors de la préparation du terrain, la majorité des espèces proviennent de graines apportées par les oiseaux ou par des petits mammifères. *Gmelina arborea* est une espèce exotique qui fructifie abondamment. Elle s'est ainsi répandue dans toute la station. Cette espèce est invasive, vu sa rapidité de croissance, et domine le peuplement d'espèces autochtones qu'elle concurrence. Une autre espèce, très invasive aussi, est locale : il s'agit de *Zanthoxylum zanthoxyloides* (Lam.) Zepern. & Timler qui forme un sous-bois parfois dense et gênant car cette espèce est épineuse jusque sur les feuilles. Un travail de recherche, très utile, serait à mener pour identifier toutes les espèces qui se réinstallent en sous-bois et évaluer leur importance dans la reconstitution de la biodiversité locale, ainsi que leur position par rapport aux termites.

Parmi les espèces plantées, certaines sont fortement grégaires et forment des peuplements purs et denses qui éliminent ou limitent la végétation adventice : *Anogeissus leiocarpus*, *Pterocarpus erinaceus*, *Blighia sapida* et *Cola cordifolia*. Les deux premières, productrices d'un bois d'œuvre de qualité, s'avèrent être les plus intéressantes avec une croissance annuelle de 6,4 et 5,0 m³/ha, productivité qui n'est pas du tout négligeable et est comparable à la croissance des espèces de bois d'œuvre de régions tem-

Tableau VIII.

Observations faites à 29 ans sur 15 espèces autochtones de l'arboretum de Lataha.
Les espèces colorées en jaune représentent les espèces les plus productives.

Espèces	<i>Anogeissus leiocarpa</i>	<i>Azelia africana</i>	<i>Blighia sapida</i>	<i>Ceiba pentandra</i>	<i>Cola cordifolia</i>	<i>Daniellia oliveri</i>	<i>Detarium microcarpum</i>
S parcelle (m ²)	784	1 568	1 568	1 568	784	1 568	1 568
N vivants	85	119	78	14	105	48	112
N plantés	112	224	224	224	112	224	224
Taux de survie (%)	75,9	53,1	34,8	6,3	93,8	21,4	50,0
Densité/ha	1084	759	497	89	1339	306	714
G parcelle (cm ²)	19 363	16 601	8 924	5 421	8 458	1 816	6 296
G/ha (m ²)	24,70	10,6	5,69	3,46	10,79	1,16	4,02
VT parcelle > D = 10 (m ³)	14,629	9,11	–	–	–	–	–
V/ha (m ³)	186,594	58,119	–	–	–	–	–
AAM/ha (m ³ /ha/an)	6,434	2,0	–	–	–	–	–
N dominants/parcelle	8	16	16	14	8	16	16
H (m) échantillon	19,0	13,5	9,0	10,0	6,5	9,0	7,0
D moyen (cm)	15,6	12,8	11,1	21,3	9,5	6,4	7,6
Dg dominants (cm)	29,7	22,2	19,1	22,2	17,3	9,5	11,6
G Dom/parcelle (cm ²)	5 559	6 217	4 563	–	1 872	1 136	1 689
G Dom/ha (m ²)	7,09	3,97	2,91	–	2,39	0,72	1,08
V Dom/parcelle (m ³)	5,370	4,369	–	–	–	–	–
Vmoy Domin (m ³)	0,671	0,273	–	–	–	–	–
Vdom/ha (m ³ /ha)	68,491	27,862	–	–	–	–	–
AAM/ha Dom (m ³ /ha/an)	2,362	0,961	–	–	–	–	–
N Dom/N Tot (%)	9,4	13,4	20,5	100,0	7,6	33,3	14,3
G Dom/ G Tot (%)	28,7	37,5	51,1	0,0	22,1	62,6	26,8
V Dom/V Tot (%)	36,7	47,9	–	–	–	–	–

S : surface ; N : nombre ; G : surface terrière ; VT : volume total ; AAM : accroissement annuel moyen ;
H : ordre de grandeur de la hauteur ; D : diamètre moyen ; Dg : diamètre quadratique moyen ;
G Dom et V Dom : surface terrière et volume des 100 plus gros arbres à l'hectare ;
AAM Dom : accroissement annuel moyen des 100 plus gros arbres à l'hectare ;
N Tot, G Tot et V Tot : nombre d'arbres total, surface terrière et volume total de la parcelle.

pérées. En France, la productivité moyenne des forêts entre 2005 et 2012, tous lieux et toutes espèces confondus, est de $5,8 \pm 0,1$ m³/ha par an⁴.

À Lataha, on est encore loin de pouvoir récolter du bois sciabable mais la foresterie est une culture de long terme, surtout si l'on veut réinstaller des espèces locales devenues rares en raison de la disparition des massifs forestiers et de la surexploitation. Deux autres espèces semblent pouvoir être cultivées en peuplement monospécifique avec une croissance satisfaisante, à savoir *Azelia africana* et *Terminalia schimperiana*, qui ont une surface terrière supérieure à 10 m²/ha à 29 ans. La faible productivité du lingué (*Azelia*), 2 m³/ha/an, doit être relativisée car la parcelle a été envahie par d'autres espèces d'arbres, ce qui n'est pas le cas des parcelles d'*Anogeissus* et de *Pterocarpus* dont le couvert très dense a empêché la prolifération des espèces adventices.

Cet arboretum montre aussi que les résultats obtenus au cours des premières années ne préjugent en rien de l'avenir des plantations. Par exemple *Acacia polyacantha*, *Acacia sieberiana* et *Albizia zygia* qui ont montré une très bonne croissance pendant les premières années, surtout sur termitière, voient leur population dépérir rapidement après six années.

Il est dommage que l'absence de suivi pendant près de deux décennies n'ait pas permis de déterminer les causes de la disparition de ces espèces pourtant bien adaptées au climat, ainsi que celle de *Faidherbia albida*, *Ficus exasperata* et *Spondias mombin*. On peut supposer que les *Acacia* et *Albizia* ont périclité car ils n'ont pas été installés dans des zones humides de bas-fond qui leur conviennent mieux, que *Faidherbia* et *Spondias*, espèces agroforestières, n'ont pas supporté la concurrence d'autres arbres, et que le *Ficus* est une espèce pionnière à durée de vie limitée. Cependant, ces explications ne sont certainement pas complètes. Déterminer les causes exactes de leur disparition aurait permis de

⁴ https://inventaire-forestier.ign.fr/IMG/pdf/IGD_2015_CRITERE-3.pdf

Observations made at 29 years on 15 indigenous species of the *Lataha arboretum*.
The species coloured in yellow represent the most productive species.

<i>Parkia biglobosa</i>	<i>Pericopsis laxiflora</i>	<i>Pterocarpus erinaceus</i>	<i>Sterculia setigera</i>	<i>Tamarindus indica</i>	<i>Terminalia macroptera</i>	<i>Terminalia schimperiana</i>	<i>Vitex doniana</i>
1 568	896	784	1 568	1 568	784	392	448
61	66	59	119	33	42	29	28
224	128	112	224	224	112	56	64
27,2	51,6	52,7	53,1	14,7	37,5	51,8	43,8
389	737	753	759	210	536	740	625
6 211	4 711	17 034	1 0022	2 683	4 447	4 546	1 780
3,96	5,26	21,73	6,39	1,71	5,67	11,60	3,97
3,864	–	11,375	–	–	–	–	–
24,641	–	145,095	–	–	–	–	–
0,850	–	5,003	–	–	–	–	–
16	9	8	16	16	8	4	5
11,0	7,5	18,0	8,5	9,0	10,5	13,0	10,0
10,3	9,2	17,4	9,3	9,4	11,0	13,7	7,8
17,2	13,7	31,6	13,7	12,7	11,9	19,0	16,0
3 696	1 320	6 281	4 227	2 040	893	1 129	1 007
2,36	1,47	8,01	2,70	1,30	1,14	2,88	2,25
2,643	–	5,054	–	–	–	–	–
0,165	–	0,632	–	–	–	–	–
16,859	–	64,471	–	–	–	–	–
0,581	–	2,223	–	–	–	–	–
26,2	13,6	13,6	13,4	48,5	19,0	13,8	17,9
59,5	28,0	36,9	42,2	76,0	20,1	24,8	56,6
68,4	–	44,4	–	–	–	–	–

mieux préciser les conditions nécessaires à leur plantation. Il en va de même pour *Sterculia setigera*, une espèce rustique qui pourtant présente des dessèchements de cimes quasi généralisés.

Enfin, pour l'établissement des plantations, il faudrait prendre en compte les micro-variations des qualités de sols, souvent liées à la présence de termitières actives ou mortes. Les espèces les plus exigeantes en matière de fertilité devraient être plantées sur ces termitières avec des espèces moins exigeantes en plantations intercalaires. Ceci plaide pour l'installation de plantations en mélange et non de plantations monospécifiques, par exemple des plantations de *Azelia* sur les termitières avec *Anogeissus*, *Pterocarpus* et d'autres espèces dans les intervalles. On reconstituerait ainsi assez rapidement un boisement diversifié proche des formations naturelles climaciques, favorable à la biodiversité tant végétale qu'animale et producteur de services écosystémiques bénéfiques.

Conclusion

L'initiative pour la restauration des paysages forestiers africains (AFR100) a pour objectif de restaurer 100 millions d'hectares de forêts disparues ou dégradés d'ici 2030 sur les 700 millions d'hectares de terres dégradées que compte le continent⁵, engagement pris à l'occasion du Bonn Challenge et de la Déclaration de New York sur les forêts. Le reboisement par la création de puits de carbone est une manière aussi de lutter contre le changement climatique et la dégradation des conditions favorables à l'agriculture, aux animaux et aux humains. La Côte d'Ivoire espère reconstituer le couvert forestier sur 20 % de son territoire d'ici 2030, soit 6,45 millions d'hectares, alors que le couvert actuel s'élève à environ 2 millions d'hectares. Les résultats présentés ci-dessus doivent contribuer à la réalisation de cet objectif dans les zones de savanes du Nord ivoirien en conseillant

⁵ https://afr100.org/sites/default/files/AFR100%20Overview_FR.pdf

des espèces locales et les techniques pour conserver, voire restaurer la diversité végétale et améliorer les services écosystémiques. Cela ne concerne pas seulement les grandes plantations étatiques ou privées mais aussi les petits boisements ruraux et l'intégration des arbres, sous diverses formes, dans les systèmes agroforestiers.

Ces résultats fiables n'ont pu être obtenus que grâce au suivi à long terme des plantations expérimentales. La station de Lataha est la seule station ancienne de la zone soudano-guinéenne qui, semble-t-il, soit encore préservée en Afrique de l'Ouest francophone. L'arboretum qui a été présenté ici ne représente qu'une faible partie (environ 3 %) des expérimentations qui y ont été installées avant 1999. En 2019, nous avons mesuré dans cette station 5 817 arbres de 35 espèces locales différentes (Héroult *et al.*, 2020), donc bien plus que les arbres présents dans l'arboretum et bien moins que tous les arbres des espèces locales (55 espèces testées entre 1988 et 1991) plantées dans la station. De nombreuses informations sont donc encore à récolter, même sans prendre en compte les espèces exotiques testées (40 espèces introduites entre 1988 et 1991) (Loupe *et al.*, 1992). En 32 ans, la station est devenue une forêt dense d'une centaine d'hectares comme on ne peut plus en voir que dans les relictés forestières de taille très limitée que sont les bois sacrés. Cette station est unique et mérite que des chercheurs permanents y reviennent pour en retirer, tant qu'il en est encore temps, le maximum d'informations pour le développement des plantations forestières dans la zone soudano-guinéenne de la sous-région. Au moment de l'installation de tous ces dispositifs, nous étions trois chercheurs appuyés par des missions de spécialistes et par des étudiants réalisant leurs mémoires de fin d'études d'ingénieur forestier. Nous disposions de financements extérieurs

(Union européenne et Banque africaine de développement) pour le fonctionnement de la station. Un travail considérable a été abattu, mais insuffisamment diffusé et surtout inabouti. Aujourd'hui, valoriser les acquis, mesurer et analyser le matériel sur pied, mener de nouvelles études complémentaires permettrait de répondre aux nouveaux questionnements liés aux évolutions climatiques, à celles des populations et de leurs besoins, aux relations agriculture/arbres/forêts.

L'état forestier actuel de la station permet d'envisager de nouveaux thèmes de recherche comme la recolonisation spontanée de l'espace par des espèces locales, l'impact des termites et de la faune du sol, l'importance des symbioses, l'équilibre entre espèces, la productivité de ces milieux maintenant fermés et leurs rôles écologiques. Il permettrait aussi d'étudier l'état des zones mises en défens depuis 32 ans, zones envahies par des lianes qui n'existaient pas auparavant, et bien d'autres sujets qu'il serait pertinent d'aborder pour le développement futur des forêts de zone de savane de la Côte d'Ivoire et des pays voisins.

Cet arboretum montre qu'une sylviculture d'espèces soudano-guinéennes est possible, même si la croissance d'espèces exotiques comme *Eucalyptus camaldulensis* est incomparablement plus rapide.

Toutefois, si l'on compare l'*Anogeissus* ou le *Pterocarpus* au teck (*Tectona grandis* L.f.), une espèce exotique qui produit un excellent bois mais qui est très exigeante quant à la fertilité des sols, les différences de productivité sont nettement moins perceptibles.

Il est souhaitable que deux sylvicultures coexistent : les plantations d'espèces exotiques à croissance rapide pour répondre rapidement aux besoins en bois des populations et des plantations d'espèces locales, en mélange par petits placeaux, pour reconstituer la diversité floristique locale et fournir une vaste gamme de produits ligneux et non ligneux très appréciés des populations mais devenus rares.

Le financement de beaucoup de projets de plantation s'arrête après trois ou quatre ans, le bailleur considérant que les arbres n'ont plus besoin d'être entretenus et peuvent se débrouiller seuls. Mais est-ce réellement le cas pour des plantations d'espèces soudano-guinéennes dont la phase d'installation, marquée par une croissance initiale lente, peut durer plusieurs années ? Cette phase de croissance aérienne lente correspond

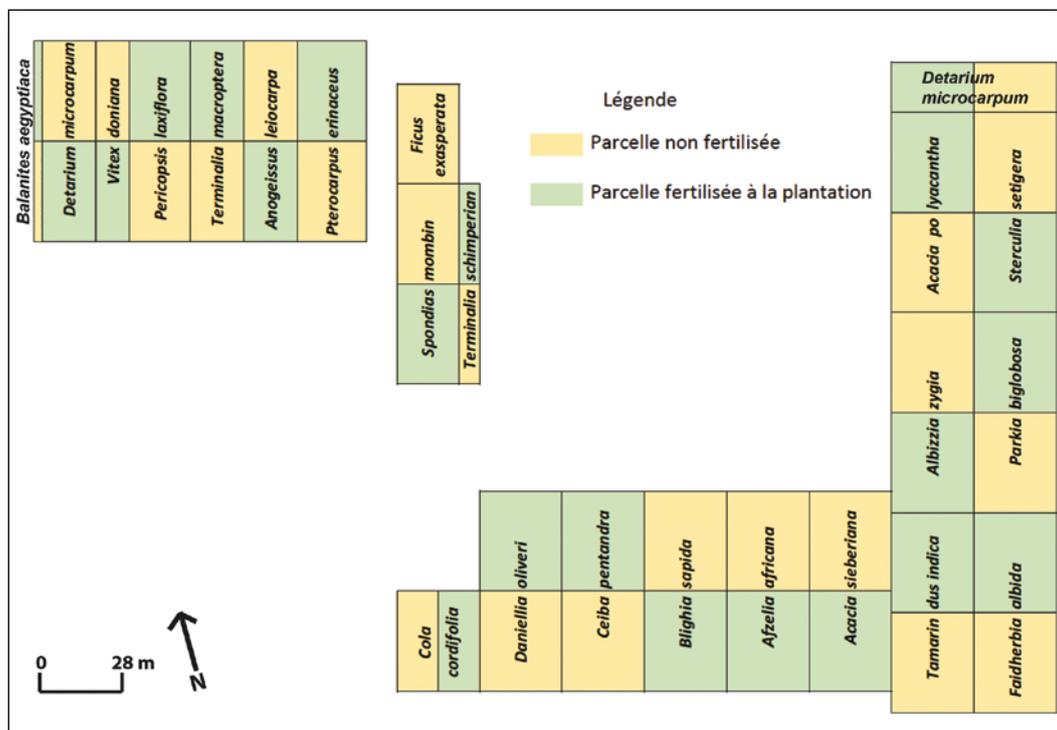


Figure 3. Plan de l'arboretum 90-01 de Lataha. Les parcelles en vert sont celles qui ont reçu une fertilisation à la plantation ; celles en jaune n'ont pas été fertilisées.
Map of Lataha Arboretum 90-01. Plots in green are those that were fertilised at planting; those in yellow were not fertilised.

à l'installation du système racinaire, lequel doit explorer un important volume de sol pour permettre à l'arbre de s'alimenter en eau pendant la période de feuillaison qui démarre bien avant l'installation de la saison des pluies, dès que l'humidité atmosphérique commence à remonter.

La réussite des reboisements en zone soudano-guinéenne repose donc sur des financements de longue durée accompagnés du personnel qualifié indispensable pour assurer la gestion de ces nouvelles forêts.

La réussite des reboisements repose aussi sur une bonne connaissance des espèces à planter et cette connaissance dépend de la qualité des recherches effectuées. Ainsi, il est indispensable de reprendre au plus tôt, et avec des équipes suffisantes, les recherches dans la station de Lataha, près de Korhogo.

Enfin, il est indispensable que les projets acquièrent la confiance des populations locales, comme cela a été le cas ici, où une présence permanente du Centre national de recherche agricole (CNRA) et un simple contrat verbal passé en 1999 entre les chefs de village et un chercheur expatrié sur le départ ont suffi à assurer l'intégrité de cette station et des parcelles expérimentales pendant ces trois décennies et jusqu'à aujourd'hui.

Remerciements

Cette recherche de longue haleine n'aurait jamais pu se faire sans les populations des villages de Lataha et de Séridiakaha qui, en 1988, ont cédé 100 ha de leurs terres pour y installer une station de recherche forestière qu'ils ont contribué à protéger depuis sa création. Ces travaux n'auraient pu se faire sans la persévérance de la recherche forestière et agronomique ivoirienne, d'abord du Centre technique forestier tropical, puis de l'Institut des forêts et enfin du Centre national de recherche agricole (CNRA).

Entre 1988 et 1999, cette recherche a été financée par la Côte d'Ivoire avec l'appui de l'Union européenne, de la Banque africaine de développement et du Centre de coopération internationale en recherche agronomique pour le développement (Cirad) qui a mis à disposition un chercheur expatrié pendant 12 années. Depuis 1999, l'entretien de la station est assuré par le CNRA. La campagne de mesures de 2019 a été financée par le Fonds interprofessionnel pour la recherche et le conseil agricoles (FIRCA).

Que soient aussi remerciés tous les agents du CNRA qui ont travaillé sur cette station, dont certains depuis l'origine jusqu'à aujourd'hui. Ces plantations sont, en quelque sorte, leurs enfants et ils y sont fort attachés.

Note liminaire

Cet arboretum a seulement fait l'objet d'une courte communication au Congrès forestier mondial d'Antalya (Turquie) en 1997 (Louppe et Ouattara, 1997) et d'un article dans une revue scientifique en 2020, lequel ne présentait que des résultats partiels de la campagne de mesures de novembre 2019 (Hérault *et al.*, 2020). Toutes les informations et les données présentées dans le présent article sont extraites de rapports produits entre 1990 et 1997 par l'équipe pilotée par Dominique Louppe et N'Klo Ouattara, respectivement chef du programme de recherches forestières en zones de

savanes de Côte d'Ivoire et chef de la station de Lataha. Les références à ces rapports, listés ci-dessous, n'ont pas été reprises dans le texte afin de ne pas le surcharger inutilement. À noter que les résultats des mesures de 1997 et 1999 sont originaux car jamais présentés jusqu'ici, même dans un rapport de littérature grise.

Références

- Alexandre D. Y., 1977. Régénération naturelle d'un arbre caractéristique de la forêt équatoriale de Côte-d'Ivoire : *Turraeanthus africana* Pellegr. *Ecologia Plantarum*, 12 (3) : 241-262. <https://core.ac.uk/download/pdf/39880712.pdf>
- Alexandre D. Y., 1993. Quelques observations sur la physiologie des semences et des plantules forestières de la zone du Nazinon. In : Somé L., De Kam M. (éds), Les problèmes de semences forestières, notamment en Afrique. Actes finaux du Symposium du Groupe de travail IUFRO P.2.04.00 « Problèmes des semences », Ouagadougou, Burkina Faso, 23-28 novembre 1992. Leiden, Pays-Bas, Backhuys, 203-209. [ht.ps://horizon.documentation.ird.fr/exl-doc/pleins_textes/pleins_textes_6/b_fdi_47-48/010010127.pdf](http://horizon.documentation.ird.fr/exl-doc/pleins_textes/pleins_textes_6/b_fdi_47-48/010010127.pdf)
- Arbonnier M., 2019. Arbres, arbustes et lianes d'Afrique de l'Ouest. 4^e édition. Versailles, France, Éditions Quæ, 776 p. <https://www.quae.com/produit/1554/9782759225484/arbres-arbustes-et-lianes-d-afrique-de-l-ouest>
- Aubréville A., 1950. Flore forestière soudano-guinéenne : A.O.F., Cameroun, A.E.F. Paris, France, Société d'éditions géographiques, maritimes et coloniales, 523 p.
- Bellefontaine R., Meunier Q., Ichaou A., Morin A., Mapongmetsem P.-M., Belem B., *et al.*, 2018. La régénération par graines et par multiplication végétative à faible coût (dragons et boutures de segments de racine). Montpellier, France, CIRAD, 463 p. <https://agritrop.cirad.fr/587606/>
- Berhaut J., 1967. Flore du Sénégal. 2^e édition. Dakar, Sénégal, Éditions Clairafrique, 486 p.
- Billand A., Ousmane D. S., 1991. Amélioration des ligneux Soudano-Sahéliens. Activités 1990-1991, Stratégies et Perspectives. Nogent-sur-Marne, France, Cirad-CTFT, 205 p. <https://agritrop.cirad.fr/305004/>
- Boko-Koiadia A. N., Guéladio C., Brama K., Dedy S., 2016. Variabilité climatique et changements dans l'environnement à Korhogo en Côte d'Ivoire : Mythes ou réalité ? *European Scientific Journal*, 12 (5) : 158-176. <http://dx.doi.org/10.19044/esj.2016.v12n5p158>
- Brouwer J., Geiger S. C., Vandenbeldt R. J., 1992. Variability in the growth of *Faidherbia albida*: a termite connection? In: Vandenbeldt R. J. (ed.). *Faidherbia albida* in the West African semi-arid tropics. Proceedings of a workshop, 22-26 April 1991, Niamey, Niger. Nairobi, Kenya, International Centre for Research in Agroforestry,

- 131-135. http://oar.icrisat.org/991/1/RA_00220.pdf
- Brunck F., Colonna J.-P., Dommergues Y., Ducouso M., Galiana A., Prin Y., *et al.*, 1990. La maîtrise de l'inoculation des arbres avec leurs symbioses racinaires. Synthèse d'une sélection d'essais au champ en zone tropicale. Bois et Forêts des Tropiques, 223 : 24-42. https://agritrop.cirad.fr/418308/1/document_418308.pdf
- CNSF (Centre de semences forestières), 2012. Catalogue des semences forestières 2012-2015. Ouagadougou, Burkina Faso, Ministère de l'Environnement et du Développement durable, 19 p. <http://cnsf.bf/sites/default/files/catalogue%20de%20semences.pdf>
- Cuny P., Sanogo S., Sommer N., 1997. Arbres du domaine soudanien. Leurs usages et leur multiplication. Sikasso, Mali, Institut d'économie rurale et Intercoopération, 123 p. <https://www.doc-developpement-durable.org/file/Culture/Arbres-Bois-de-Rapport-Reforestation/livres-guides/Arbres%20du%20domaine%20soudanais-Livre.pdf>
- Fortuner R., Couturier G., 1983. Les nématodes parasites de plantes de la forêt de Taï (Côte d'Ivoire). Revue de Nématologie, 6 (1) : 3-10. https://horizon.documentation.ird.fr/exl-doc/pleins_textes/pleins_textes_5/p5/nemato/3223.pdf
- Geerling C., 1982. Guide de terrain des ligneux sahéliens et soudano-guinéens. Wageningen, Pays-Bas, H. Veenman & Zonen B. V., 340 p. <https://edepot.wur.nl/299935>
- Geiger S. C., Vandenbeldt R. J., Manu A., 1992. Preexisting soil fertility and the variable growth of *Faidherbia albida*. In: Vandenbeldt R. J. (ed.). *Faidherbia albida* in the West African semi-arid tropics. Proceedings of a workshop, 22-26 April 1991, Niamey, Niger. Nairobi, Kenya, International Centre for Research in Agroforestry, 121-125. http://oar.icrisat.org/991/1/RA_00220.pdf
- Germani G., Baujard P., Luc M., 1985. La lutte contre les nématodes dans le bassin arachidier sénégalais, Paris, France, Orstom, 17 p. https://horizon.documentation.ird.fr/exl-doc/pleins_textes/pleins_textes_5/b_fdi_30-30/32223.pdf
- Giffard P.-L., 1974. L'arbre dans le paysage sénégalais. Sylviculture en zone tropicale sèche. Dakar, Sénégal, Centre technique forestier tropical, 452 p. <https://agritrop.cirad.fr/336905/>
- Harris I., Osborn T. J., Jones P., Lister D. H., 2020. Version 4 of the CRU TS monthly high-resolution gridded multivariate climate dataset. Nature, Scientific Data 7: 109. <https://rdcu.be/b3nUI>
- Hautdidier B., Ntoupka M., Njiti C., Tapsou Dawang M., 2002. Un bilan des essais forestiers et agroforestiers du Nord-Cameroun. Année 2001-2002. Cameroun, Irad-Prasac-Cirad, 112 p. https://agritrop.cirad.fr/551319/1/document_551319.pdf
- Hérault B., N'Guessan K. A., Ouattara N., Ahoba A., Bénédet F., Coulibaly B., *et al.*, 2020. The long-term performance of 35 tree species of sudanian West Africa in pure and mixed plantings. Forest Ecology and Management, 468: 118171, 11 p. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118171>
- Louppe D., 1992. Productivité des formations forestières sous climat soudano-guinéen. Approche bibliographique. Côte d'Ivoire, Cirad-Forêt, 24 p. <https://agritrop.cirad.fr/321932/1/ID321932.pdf>
- Louppe D., 1993. Espèces ligneuses soudanaises et soudano-guinéennes testées en plantation. Document de travail. Analyse de la banque de données « Essais de sylviculture tropicale » du Cirad-Forêt. Montpellier, France, Cirad-Forêt, 41 p. <https://agritrop.cirad.fr/597033/>
- Louppe D., Ouattara N., 1990. Rapport annuel 1989 de la station CTFT de Korhogo. Côte d'Ivoire, 24 p. https://agritrop.cirad.fr/337173/1/document_337173.pdf
- Louppe D., Ouattara N., 1990. Deux années de recherches à la station CTFT de Lataha. CTFT-Cirad, 47 p. https://agritrop.cirad.fr/337156/1/document_337156.pdf
- Louppe D., Ouattara N., Koffi O., 1991. Projet de recherche agroforestière et expérimentation en boisement intensif dans les savanes du nord de la Côte d'Ivoire. Rapport d'activité 1990 de l'Antenne CTFT de Korhogo. Côte d'Ivoire, CTFT-Cirad, 8 p. + annexes (53 p.).
- Louppe D., Ouattara N., Koffi O., Lebahy C., 1992. Station Kamonon Diabaté : Protocoles expérimentaux et comptes rendus d'installation des essais de 1988 à 1991. IDEFOR-DFO, Antenne de Korhogo. Côte d'Ivoire, CTFT-Cirad, 175 p. https://agritrop.cirad.fr/334767/1/document_334767.pdf
- Louppe D., Ouattara N., Koffi O., 1993. Institut des forêts, Département foresterie. Antenne de Kothogo. Rapport d'activité, année 1992. Korhogo, Côte d'Ivoire, IDEFOR-DFO, 76 p.
- Louppe D., Ouattara N., 1993. Croissance en plantation de quelques espèces ligneuses locales. Korhogo, Côte d'Ivoire, IDEFOR-DFO, 12 p. <https://agritrop.cirad.fr/336817/>
- Louppe D., 1994. Division de recherches en zone de savanes – Rapport d'activités 1993. Korhogo, Côte d'Ivoire, IDEFOR-DFO, 15 p. <https://agritrop.cirad.fr/311992/1/ID311992.pdf>
- Louppe D., M'Bla K., Coulibaly A., 1994a. Tarifs de cubage pour *Azelia africana* en forêt de Badénou (Nord Côte d'Ivoire). Korhogo, Côte d'Ivoire, IDEFOR-DFO, 16 p. + annexes. https://agritrop.cirad.fr/311991/1/document_311991.pdf
- Louppe D., M'Bla K., Coulibaly A., 1994b. Tarifs de cubage pour *Anogeissus leiocarpus* en forêt de Badénou (Nord Côte d'Ivoire). Korhogo, Côte d'Ivoire, IDEFOR-DFO, 12 p. + annexes. <https://agritrop.cirad.fr/311994/1/ID311994.pdf>
- Louppe D., M'Bla K., Coulibaly A., 1994c. Tarifs de cubage pour *Pterocarpus erinaceus* en forêt de Badénou (Nord Côte d'Ivoire). Korhogo, Côte d'Ivoire, IDEFOR-DFO, 12 p. + annexes. <https://agritrop.cirad.fr/311989/1/ID311989.pdf>

Loupe D., M'Bla K., Coulibaly A., 1994d. Relations dendrométriques préliminaires pour six espèces ligneuses secondaires de la forêt de Badéno (Nord Côte d'Ivoire). Korhogo, Côte d'Ivoire, IDEFOR-DFO, 39 p. https://agritrop.cirad.fr/311990/1/document_311990.pdf

Loupe D., Ouattara N., M'Bla K., Coulibaly A., 1995. Rapport annuel d'activités 1994. Korhogo, Côte d'Ivoire, IDEFOR-DFO, 42 p. <https://agritrop.cirad.fr/312520/6/ID312520.pdf>

Loupe D., Ouattara N., 1996a. Station Kamonon Diabaté (Korhogo) – Résultats des mensurations de 1996. Korhogo, Côte d'Ivoire, IDEFOR-DFO, 54 p. <https://agritrop.cirad.fr/581425/1/1996%20Recherche%20forestières%20Korhogo%20Résultats%20des%20mesures%20D%20LOUPPE.pdf>

Loupe D., Ouattara N., 1996b. Les arboretums d'espèces locales en Nord Côte d'Ivoire – Résultats des mesures de 1996. Korhogo-Abidjan, Côte d'Ivoire, IDEFOR-DFO/Cirad-Forêt, 17 p. <https://agritrop.cirad.fr/581418/1/1996%20Arboretums%20espèces%20locales%20Korhogo%20D%20LOUPPE.pdf>

Loupe D., Ouattara N.K., 1997. Croissance en plantation de quelques essences ligneuses du Nord de la Côte d'Ivoire. In : 11^e Congrès forestier mondial. Synthèse « après-congrès ». Antalya, Turquie, 13 octobre 1997/22 octobre 1997. Montpellier, France, Cirad-Forêt, 9 p. <http://agritrop.cirad.fr/389684/>

von Maydell H. J., 1983. Arbres et arbustes du Sahel, leurs caractéristiques et leurs utilisations. Eschborn, Allemagne, Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit, 532 p. https://permaculture-sans-frontieres.org/sites/default/files/docs_pdf/%20Arbres%20et%20arbustes%20du%20Sahel.%20Leurs%20caracte%20C%81ristiques%20et%20leurs%20utilisations%20-%20H.-J.%20von%20Maydell%20%28FR%29%20.pdf

Michel L., Vilardebo A., 1961. Les nématodes associés aux bananiers cultivés dans l'Ouest africain. I. Espèces parasites. Dommages causés. Fruits, 16 (5) : 205-219. <https://agritrop.cirad.fr/457656/>

Peltier R., 1987. Centre de recherches forestières de Nkolbisson. Antenne de Maroua – Résultats des essais sylvicoles – mesures 86-87. Cameroun, IRA, 201 p. <https://agritrop.cirad.fr/320878/>

Peltier R., 1993. Note de visite au Burkina-Faso du 22 au 25/02/1993. Nogent-sur-Marne, France, Cirad-Forêt, 13 p. <https://agritrop.cirad.fr/594083/1/ID594083.pdf>

Roussel J., 1995. Pépinières et plantations forestières en Afrique tropicale sèche : manuel à l'usage des ingénieurs et techniciens du reboisement. Dakar, Sénégal, ISRA, 435 p. <https://agritrop.cirad.fr/313550/>

Sanogo S., 2015. Essais de germination et conservation de fruits et graines de quelques espèces ligneuses à usages multiples au Mali. Thèse de doctorat (PhD), Faculté des sciences en bio-Ingénierie, Université de Gand, Belgique. <https://biblio.ugent.be/publication/6843900/file/6843905.pdf>

Seignobos C., 1996. *Faidherbia albida* élément descripteur d'agrosystèmes. L'exemple du Nord-Cameroun. In : Peltier R. (éd.). Les parcs à *Faidherbia albida*. Montpellier, France, Cirad-Forêt, Cahiers scientifiques n° 12, 153-169. https://ur-forets-societes.cirad.fr/content/download/4143/32374/version/1/file/Partie+3-9+Les+parcs+a+Faidherbia-Faidherbia+albida+element+decrypteur+d_agrosystemes-Seignobos.pdf

Stembert I., 1991. Essais de prétraitements de graines d'espèces forestières tropicales en vue de la réalisation de haies-vives par semis mécanique. Travail de fin d'études pour l'obtention du diplôme d'ingénieur des Eaux et Forêts à la Faculté des sciences agronomiques de l'État à Gembloux, Belgique. FSAGx-CTFT-CI, 83 p.

Vincenti O., 1986. Vingt ans de recherches forestières en Basse Casamance. Ziguinchor, Sénégal, Direction des recherches sur les productions forestières (ISRA). Non publié.

Willan R. L., 1992. Guide de manipulation des semences forestières dans le cas particulier des régions tropicales. Rome, Italie, FAO, 444 p. <http://www.fao.org/3/AD232F/ad232f00.htm>

Loupe *et al.* – Contribution des auteurs

Rôle du contributeur	Noms des auteurs
Conceptualisation	D. Loupe, N. Ouattara
Méthodologie	D. Loupe, N. Ouattara
Récolte des graines	N. Ouattara
Pépinière et plantation	N. Ouattara, D. Loupe
Gestion des plantations	N. Ouattara, D. Loupe, A. N. Kanga, B. Coulibaly
Mesures	N. Ouattara, D. Loupe, A. N. Kanga, I. Zo-Bi, F. Tiéoulé, A. Ahoba, B. Héroult
Gestion des données	D. Loupe, B. Héroult, I. Zo-Bi, A. Ahoba
Analyse formelle	D. Loupe, B. Héroult
Écriture – Préparation de l'ébauche originale	D. Loupe
Écriture – Révision et édition	D. Loupe, N. Ouattara, I. Zo-Bi, A. Ahoba

Bois et Forêts des Tropiques - Revue scientifique du Cirad -
© Bois et Forêts des Tropiques © Cirad



Cirad - Campus international de Baillarguet, 34398 Montpellier
Cedex 5, France - Contact : bft@cirad.fr - ISSN : L-0006-579X



XV WORLD FORESTRY CONGRESS

2–6 MAY 2022

Coex, Seoul, Republic of Korea



New dates for the XV World Forestry Congress (WFC), which will be held from 2 to 6 May 2022 in Seoul, Republic of Korea.

The WFC is the largest gathering of forestry stakeholders which takes place about every 6 years, and offers an opportunity to a broad range of stakeholders to build a vision for forests for the future, share information and experience on scientific, technical and policy matters, exchange ideas and seek common solutions.

Updated information on the XV World Forestry Congress of how you can contribute to the Congress with your innovative work and research.

The call for abstracts and side event proposals for the XV World Forestry Congress has been reopened, and the WFC Secretariat invites authors working in the forestry and land use sectors to submit new abstracts for papers, posters and videos as well as new proposals for side events which are relevant to the Congress theme Building a Green, Healthy and Resilient Future with Forests.

The submissions platform will be open until 30 June 2021 for abstracts for papers and posters, to 3 September 2021 for videos, and until 30 July 2021 for side events.

More information on the Congress website : <http://wfc2021korea.org/>



RÉSUMÉ DE THÈSE /
ACADEMIC THESIS ABSTRACT / RESUMEN DE TESIS ACADÉMICA**Mesure et suivi de la dynamique
du couvert forestier :
cas de l'écorégion des forêts humides
de l'Est de Madagascar**

Fety Abel RAKOTOMALALA

RÉSUMÉ

La quantification fine et à large échelle des dynamiques du couvert forestier est indispensable dans la gestion des ressources naturelles. Elle fournit les connaissances pour lutter contre la perte de la biodiversité et réduire les émissions de gaz à effet de serre. À Madagascar, plusieurs études récentes ont montré l'importance de la déforestation, principalement liée à l'agriculture par abattis-brûlis. Cependant, la définition nationale des forêts n'a jamais été prise en compte dans leur processus de traitement des données. Par ailleurs, il n'existe pas ou peu d'informations sur l'étendue et l'importance des processus de dégradation et de régénération forestières. Ainsi, l'objectif de la présente thèse consiste à quantifier la déforestation, la dégradation et la régénération forestières dans l'écorégion des forêts humides de l'Est de Madagascar entre 2000 et 2015. Une approche basée sur la détection de changements d'images multitemporales a été appliquée pour estimer et analyser le niveau de déforestation. L'estimation de la dégradation et de la régénération a principalement été effectuée en faisant simultanément l'analyse de l'évolution du couvert et du stock de carbone forestier. La déforestation a été estimée à 90 171 ha/an entre 2000 et 2005, à 27 103 ha/an entre 2005 et 2010, à 33 978 ha/an entre 2010 et 2013 et à 80 626 ha/an entre 2013 et 2015. La dégradation forestière a été estimée à 20 327 ha/an et la régénération à 7 997 ha/an entre 2000 et 2015. La validation de ces résultats a été réalisée par inspection visuelle des points sur des images de haute résolution spatiale. La précision globale de la carte de déforestation a été évaluée à 90 % tandis que, pour la dégradation et la régénération, elle a été estimée à 88,5 %. La présente thèse propose ainsi des éléments méthodologiques innovants associant l'analyse des données de télédétection spatiale et des données de terrain pour le suivi de la déforestation, la dégradation et la régénération forestières à Madagascar. Elle contribue également à fournir les informations statistiques nécessaires à la mise en place du système national de suivi du couvert forestier.

Mots-clés : déforestation, dégradation, régénération, biomasse aérienne, télédétection, Madagascar.

**Measuring and monitoring forest
cover dynamics in the humid forests
ecoregion of Eastern Madagascar**

ABSTRACT

Detailed and large-scale quantification of forest cover dynamics is essential to natural resource management, to provide the necessary knowledge to fight biodiversity loss and reduce greenhouse gas emissions. In Madagascar, several recent studies have revealed the scale of deforestation, mainly linked to slash-and-burn agriculture. However, the national definition of forests has never been considered in their data analysis processes. Moreover, there is little or no information on the extent and importance of forest degradation and regeneration processes. The aim of this thesis is therefore to quantify deforestation, degradation and forest regeneration in the humid forests ecoregion of eastern Madagascar from 2000 to 2015. To estimate and analyze the level of deforestation, we applied an approach based on detecting changes from multi-date imagery. Degradation and regeneration were estimated mainly by simultaneously analyzing changes in the forest cover and carbon stocks. Deforestation was estimated at 90,171 ha/year in 2000–2005, 27,103 ha/year in 2005–2010, 33,978 ha/year in 2010–2013 and 80,626 ha/year in 2013–2015. Forest degradation was estimated at 20,327 ha/year and regeneration at 7,997 ha/year in 2000–2015. These results were validated by visual inspection of the survey points on high spatial resolution images. Overall accuracy was estimated at 90% for the deforestation map and 88.5% for the estimation of degradation and regeneration. This thesis puts forward innovative elements of methodology based on remote sensing to monitor the dynamics of forest cover in Madagascar. It also provides necessary statistical information to contribute to the establishment of a national forest cover monitoring system.

Keywords: deforestation, degradation, regeneration, aboveground biomass, remote sensing, Madagascar.

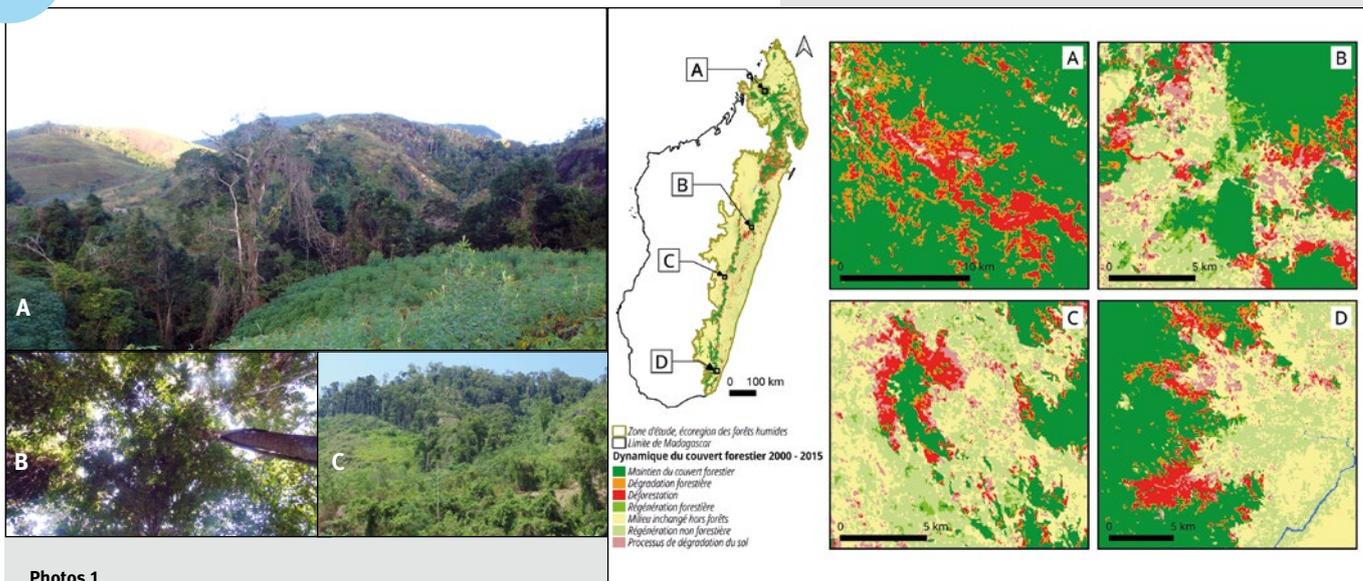
**Medición y seguimiento de la dinámica
del dosel forestal:
el caso de la ecorregión de la selva
oriental de Madagascar**

RESUMEN

La cuantificación fina y a gran escala de las dinámicas del dosel forestal es esencial para la gestión de los recursos naturales. Proporciona los conocimientos necesarios para combatir la pérdida de biodiversidad y reducir las emisiones de gases de efecto invernadero. En Madagascar, varios estudios recientes han puesto de manifiesto la importancia de la deforestación, principalmente vinculada a la agricultura de tala y quema. Sin embargo, la definición nacional de los bosques no se ha tenido en cuenta en su tratamiento de datos. Además, hay poca o ninguna información sobre el alcance y la importancia de los procesos de degradación y regeneración forestales. El objetivo de esta tesis es cuantificar la deforestación, la degradación y la regeneración de los bosques en la ecorregión de bosques húmedos orientales de Madagascar entre 2000 y 2015. Su planteamiento se basó en la detección de cambios en las imágenes de fechas diferentes para estimar y analizar el nivel de deforestación. La estimación de la degradación y la regeneración se realizó principalmente mediante el análisis simultáneo de la evolución del dosel y de las reservas de carbono forestales. La deforestación se estimó en 90 171 ha/año entre 2000 y 2005, 27 103 ha/año entre 2005 y 2010, 33 978 ha/año entre 2010 y 2013 y 80 626 ha/año entre 2013 y 2015. La degradación forestal estimada fue de 20 327 ha/año y la regeneración, de 7 997 ha/año entre 2000 y 2015. Estos resultados se validaron con la inspección visual de los puntos en imágenes de alta resolución espacial. La precisión global del mapa de deforestación se estimó en un 90 %, mientras que para la degradación y la regeneración se estimó en un 88,5 %. La presente tesis propone elementos metodológicos innovadores que combinan el análisis de datos de teledetección espacial y de datos de campo para controlar la deforestación, la degradación y la regeneración forestal en Madagascar. También contribuye a la obtención de la información estadística necesaria para establecer el sistema nacional de seguimiento del dosel forestal.

Palabras clave: deforestación, degradación, regeneración, biomasa aérea, teledetección, Madagascar.

Doi : <https://doi.org/10.19182/bft2021.348.a3675>Droit d'auteur © 2021, Bois et Forêts des Tropiques © Cirad
Date de publication : 18 juin 2021Licence Creative Commons :
Attribution 4.0 International (CC BY 4.0).



Photos 1.

A. Type de déforestation dans l'écorégion des forêts humides de Madagascar, où la forêt a été remplacée par un champ de culture de subsistance, notamment des manioc. B. Houppier des forêts denses humides sempervirentes de l'Est de Madagascar (dans les zones intactes). C. Type de dégradations dans les lisières forestières (effet de lisière).

Photo 1.

A. Type of deforestation in Madagascar's humid forests ecoregion, where the forest has been replaced by subsistence cropfields, mainly of manioc. B. Canopy of dense humid evergreen forest in eastern Madagascar (intact zones). C. Type of degradation along forest margins (edge effect).

Foto 1.

A. Tipo de deforestación en la ecorregión de la selva tropical de Madagascar, donde el bosque ha sido sustituido por un campo de cultivos de subsistencia, incluida la yuca. B. Tipo de deforestación en la selva tropical densa de hoja perenne del este de Madagascar (en zonas intactas). C. Tipo de degradación en los bordes del bosque (efecto de borde).

Grade et diplôme : Doctorat en physique et applications.

Spécialité : Physique du Globe.

Université : Antananarivo, Madagascar.

Date de soutenance : 22 décembre 2020.

Composition du jury

Direction : Solofoarisoa RAKOTONIAINA, Professeur titulaire (Co-directeur, Institut et Observatoire de Géophysique d'Antananarivo (IOGA) et Laboratoire Géomatique de l'Environnement et Télédétection (LGET), Madagascar).

Clovis GRINAND, Docteur (Co-directeur, Nitidae, France).

Membres : Georgette RAMANANTSIHENA, Professeure titulaire (Présidente de jury, Directrice de l'École doctorale de Physique et Applications, Enseignante-Chercheuse au sein de la Faculté des Sciences, Madagascar).

Solofo RAKOTONDRAOMPIANA, Professeur titulaire (Rapporteur interne, Responsable du Laboratoire Géomatique de l'Environnement et Télédétection (LGET) à l'Institut et Observatoire de Géophysique d'Antananarivo (IOGA), Enseignant-Chercheur au sein de l'École Supérieure Polytechnique d'Antananarivo, Madagascar).

Miadana Harisoa FARAMALALA, Professeure titulaire (Enseignante-Chercheuse au sein de la Faculté des Sciences de l'Université d'Antananarivo, Madagascar).

Lilian BLANC, Docteur HDR (Chercheur au sein de l'Unité Forêts et Sociétés, CIRAD, France).

Samuel RAZANAKA, Professeur (Chercheur-Enseignant au sein du Centre National de Recherche pour l'Environnement (CNRE) à Tsimbazaza, Madagascar).

Langue de rédaction : Français

Accès au manuscrit :

http://biblio.univ-antananarivo.mg/pdfs/RakotomalalaFetyA_DNR_PC_2020.pdf

Contact : Domicile : Lot VE 26 L Ambanidia Antananarivo, Madagascar

E-mail : f.rakotomalala@nitidae.org

Figure 1.

Carte de la dynamique du couvert forestier entre 2000 et 2015 : A) Dégradation des forêts localisée essentiellement en lisière de forêt à proximité des parcelles de déforestation ; B) Zone de régénération forestière à la suite d'un abandon de terre (ancienne jachère/forêt secondaire) ; C) Zones importantes en termes de régénération non forestière (jachères, empiètements de brousse) ; D) Point chaud de déforestation à cause de la *tavy* (agriculture sur abattis-brûlis) dans le Sud de l'écorégion des forêts humides.

Figure 1.

Map of forest cover dynamics from 2000 to 2015: A) Forest degradation essentially along forest margins near deforested parcels; B) Forest regeneration zone after the land was abandoned (former fallow land/secondary forest); C) Large areas of non-forest regeneration (fallow, encroaching bush); D) Deforestation hotspot due to slash-and-burn agriculture (*tavy*) in the southern part of the humid forests ecoregion.

Figura 1.

Mapa de la dinámica del dosel forestal entre 2000 y 2015: A) Degradación forestal localizada principalmente en las linderos del bosque cerca de las parcelas de deforestación; B) Área de regeneración forestal tras el abandono de la tierra (antiguo barbecho/bosque secundario); C) Áreas importantes de regeneración no forestal (barbechos, invasión de arbustos); D) Punto crítico de deforestación debido a la *tavy* (agricultura de tala y quema) en la parte sur de la ecorregión de bosques húmedos.

Publications

Liste des articles publiés

Vieilledent G., Grinand C., Rakotomalala F. A., Ranaivosoa R., Rakotoarijaona J. R., Allnut T. F., Achard F., 2018. Combining global tree cover loss data with historical national forest cover maps to look at six decades of deforestation and forest fragmentation in Madagascar. *Biological Conservation*, 222: 189-197. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.04.008>

Rakotomalala F. A., Rabenandrasana J. C., Andriambahiny J. E., Rajaonson R., Andriamalala F., Burren C., Rakotoarijaona J. R., Parany B. L. E., Vaudry R., Rakotoniaina S., Ranaivosoa R., Rahagalala P., Randrianary T., Grinand C., 2015. Estimation de la déforestation des forêts humides à Madagascar utilisant la classification multidate d'images Landsat entre 2005, 2010 et 2013. *Revue Française de Photogrammétrie et de Télédétection*, spécial Forêt, 211-212 : 11-23.

Grinand C., Rakotomalala F., Gond V., Vaudry R., Bernoux M., Vieilledent G., 2013. Estimating deforestation in tropical humid and dry forests in Madagascar from 2000 to 2010 using multi-date Landsat satellite images and the random forests classifier. *Remote Sensing of Environment*, 139: 68-80. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2013.07.008>

Niové

Extrait de l'Atlas des bois tropicaux – Caractéristiques technologiques et utilisations
 J. Gérard (coord.), D. Guibal (au.), J.-C. Cerre (au.), S. Paradis (au.), et 40 auteurs, 2016.
 Éditions Quæ, 1000 p.

<https://www.quae.com/produit/1408/9782759225521/atlas-des-bois-tropicaux>

Accès à la notice d'information générale :

<https://doi.org/10.19182/bft2021.347.a36353>



Dosse.
 Photo D. Guibal, Cirad.



Faux quartier.
 Photo D. Guibal, Cirad.

Famille. Myristicaceae.

Noms botaniques. *Staudtia kamerunensis* Warb. (Syn. *Staudtia gabonensis*)
 (Syn. *Staudtia stipitata*).

Continent. Afrique.

CITES (Convention de Washington, 2016). Pas de restriction commerciale.

Description de la grume

Diamètre. De 50 à 90 cm.

Épaisseur de l'aubier. De 8 à 10 cm.

Flottabilité. Non flottable.

Conservation en forêt. Bonne.

Description du bois

Couleur référence. Brun rouge.

Aubier. Bien distinct.

Grain. Fin.

Fil. Droit.

Contrefil. Absent.

Notes. Bois parfait brun jaune orangé à brun rouge veiné de sombre. Surface occasionnellement huileuse. Fil parfois ondulé.

Propriétés physiques et mécaniques

Propriété	Valeur moyenne
Densité ⁽¹⁾	0,88
Dureté Monnin ⁽¹⁾	7,5
Coefficient de retrait volumique	0,56 % par %
Retrait tangentiel total (Rt)	6,0 %
Retrait radial total (Rr)	4,6 %
Ratio Rt/Rr	1,3
Point de saturation des fibres	24 %
Conductivité thermique (λ)	0,29 W/(m.K)
Pouvoir calorifique inférieur	19 710 kJ/kg
Contrainte de rupture en compression ⁽¹⁾	88 MPa
Contrainte de rupture en flexion statique ⁽¹⁾	151 MPa
Module d'élasticité longitudinal ⁽¹⁾	18 510 MPa

⁽¹⁾ À 12 % d'humidité, avec 1 MPa = 1 N/mm².

Durabilité naturelle et imprégnabilité du bois

Résistance aux champignons. Classe 1 – très durable.

Résistance aux insectes de bois sec. Classe D – durable (aubier distinct, risque limité à l'aubier).

Résistance aux termites. Classe D – durable.

Imprégnabilité. Classe 4 – non imprégnable.

Classe d'emploi couverte par la durabilité naturelle. Classe 4 – en contact avec le sol ou l'eau douce.

Notes. Cette essence est mentionnée dans la norme NF EN 350. Présence de bois de transition de plus faible durabilité. La durée de performance peut être modifiée par les conditions d'utilisation (telle que décrite par la norme NF EN 335 de mai 2013).

Traitement de préservation

Contre les attaques d'insectes de bois sec. Ce bois ne nécessite pas de traitement de préservation.

En cas d'humidification temporaire. Ce bois ne nécessite pas de traitement de préservation.

En cas d'humidification permanente. Ce bois ne nécessite pas de traitement de préservation.

Séchage

Vitesse de séchage. Lente.

Risque de déformation. Peu élevé.

Risque de cémentation. Pas de risque particulier connu.

Risque de fentes. Élevé.

Risque de collapse. Pas de risque particulier connu.

Notes. Risques de poches d'eau. Une période de ressuyage préalable au séchage artificiel du bois est recommandée.

Programme de séchage proposé. Programme n° 8 (voir note explicative).

Sciage et usinage

Effet désaffûtant. Assez important.

Denture pour le sciage. Denture stellitée.

Outils d'usinage. Au carbure de tungstène.

Aptitude au déroulage. Non recommandé ou sans intérêt.

Aptitude au tranchage. Bonne.

Notes. Le sciage et l'usinage nécessitent des équipements puissants.

Assemblage

Clouage/vissage. Bonne tenue, avant-trous nécessaires.

Notes. Le bois tend à se fendre au clouage. Bois dense : la mise en oeuvre du collage doit particulièrement respecter les règles de l'art et les préconisations indiquées pour la colle utilisée.

Classements commerciaux

Classement d'aspect des produits sciés

Selon les règles de classement SATA (1996).

Pour le Marché général

Classements possibles avivés : choix I, choix II, choix III, choix IV.

Classements possibles coursons : choix I, choix II.

Classements possibles coursons de chevrons : choix I, choix II, choix III.

Pour les Marchés particuliers

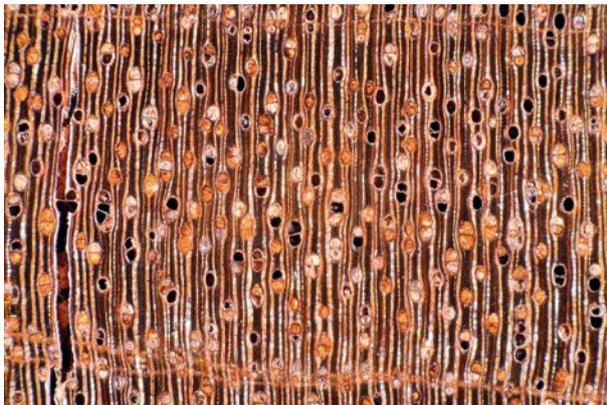
Classements possibles frises et planchettes : choix I, choix II, choix III.

Classements possibles chevrons : choix I, choix II, choix III.

Classement visuel de structure

Conformément à la norme française NF B 52-001-1 (2011), la classe mécanique D50 peut être attribuée par classement visuel.

Sections transversales de *Staudtia kamerunensis*.
Photo J.-C. Cerre.



Réaction au feu

Classement conventionnel français

Épaisseur > 14 mm : M3 (moyennement inflammable).

Épaisseur < 14 mm : M4 (facilement inflammable).

Classement selon euroclasses. D-s2, d0

Ce classement par défaut concerne les bois massifs répondant aux exigences de la norme NF EN 14081-1 (avril 2016) : bois de structure utilisés en parois verticales et plafonds, classés, de densité moyenne minimale 0,35 et d'épaisseur minimale 22 mm.

Principales utilisations

Articles tournés.

Construction navale (bordé et pont).

Ébénisterie (meuble de luxe).

Fond de véhicule ou de conteneur.

Menuiserie extérieure.

Meuble courant ou élément meublant.

Parquet lourd ou industriel.

Platelage, decking.

Pont (partie non en contact avec le sol ou l'eau).

Revêtement extérieur.

Travaux hydrauliques (en eau douce).

Charpente lourde.

Construction navale (membrane).

Escalier d'intérieur.

Lambris.

Menuiserie intérieure.

Parquet.

Placage tranché.

Pont (en contact avec le sol ou l'eau).

Siège.

Traverse.

Notes. La couleur du bois est souvent hétérogène. Pour certaines utilisations, il est conseillé d'appliquer un égaliseur des teintes. Résistant à un ou plusieurs acides.

Principales appellations vernaculaires

Pays	Appellation
Angola	Menga-menga
Cameroun	M'bonda
Congo	Menga-menga
Gabon	M'boun, Niové
Guinée équatoriale	Bokapi
Nigéria	Oropa
République centrafricaine	Molanga
République démocratique du Congo	Kamashi, Susumenga

Doi : <https://doi.org/10.19182/bft2021.348.a36752>

Droit d'auteur © 2021, Bois et Forêts des Tropiques © Cirad © Quæ

Date de publication : 25 février 2021



Pieux pour aménagements extérieurs aux Pays-Bas – Compagnie des Bois du Gabon, Port-Gentil (Gabon). Photo E. Groutel, WALE.

Niové

From Tropical timber atlas – Technological characteristics and uses.

J. Gérard (coord.), D. Guibal (au.), J.-C. Cerre (au.), S. Paradis (au.), and 40 authors, 2016.

Publisher Éditions Quæ, 1000 p.

<https://www.quae.com/produit/1477/9782759227716/tropical-timber-atlas>

Access to the general information leaflet:

<https://doi.org/10.19182/bft2021.347.a36353>

Family. Myristicaceae.

Botanical names. *Staudtia kamerunensis* Warb. (Syn. *Staudtia gabonensis*)

(Syn. *Staudtia stipitata*).

Continent. Africa.

CITES (Washington Convention of 2017). No trade restrictions.

Log description

Diameter. 50 to 90 cm.

Thickness of sapwood. 8 to 10 cm.

Buoyancy. Does not float.

Log conservation. Good.

Wood description

Reference colour. Red brown.

Sapwood. Clearly demarcated.

Texture. Fine.

Grain. Straight.

Interlocked grain. Absent.

Notes. Heartwood orangey yellow brown to red brown with darker veins. Sometimes oily surface. Sometimes wavy grain.

Physical and mechanical properties

Property	Mean value
Density ⁽¹⁾	0.88
Monnin hardness ⁽¹⁾	7.5
Coefficient of volumetric shrinkage	0.56% per %
Total tangential shrinkage (Ts)	6.0%
Total radial shrinkage (Rs)	4.6%
T/R anisotropy ratio	1.3
Fibre saturation point	24%
Thermal conductivity (λ)	0.29 W/(m.K)
Lower heating value	19,710 kJ/kg
Crushing strength ⁽¹⁾	88 MPa
Static bending strength ⁽¹⁾	151 MPa
Longitudinal modulus of elasticity ⁽¹⁾	17,510 MPa

⁽¹⁾ At 12% moisture content, with 1 MPa = 1 N/mm².

Natural durability and treatability

Resistance to decay. Class 1 – very durable.

Resistance to dry wood borers. Class D – durable (sapwood demarcated, risk limited to sapwood).

Resistance to termites. Class D – durable.

Treatability. Class 4 – non-treatable.

Use class covered by natural durability. Class 4 – in ground or fresh water contact.

Notes. This species is listed in the NF EN 350 standard. Presence of transition wood with a lower durability. According to the European standard NF EN 335 of May 2013, performance length might be modified by conditions in which it is used.



Flat sawn.
Photo D. Guibal, Cirad.



Half-quarter sawn.
Photo D. Guibal, Cirad.

Preservation treatment

Against dry wood borer attacks. This wood does not require any preservation treatment.
In case of temporary humidification. This wood does not require any preservation treatment.

In case of permanent humidification. Use of this wood is not recommended.

Drying

Drying rate. Slow.

Risk of distortion. Slight risk.

Risk of case hardening. No known specific risk.

Risk of checking. High risk.

Risk of collapse. No known specific risk.

Notes. Risk of water pockets. A period of air drying prior to kiln drying is recommended.

Suggested drying schedule. Schedule #8 (see explanatory note).

Sawing and machining

Blunting effect. Fairly high.

Tooth for sawing. Stellite-tipped.

Machining tools. Tungsten carbide.

Suitability for peeling. Not recommended or without interest.

Suitability for slicing. Good.

Notes. Sawing and machining difficulties.

Assembling

Nailing/screwing. Good but pre-boring necessary.

Notes. Tends to split with nailing. High specific gravity: important that gluing be performed in compliance with the code of practice and instructions for the glue used.

Commercial grading

Sawn timber appearance grading

According to SATA grading rules (1996).

For the General Purpose Market

Possible grading for square-edged timbers: choice I, choice II, choice III, choice IV.

Possible grading for short-length lumbers: choice I, choice II.

Possible grading for short-length rafters: choice I, choice II, choice III.

For the Special Market

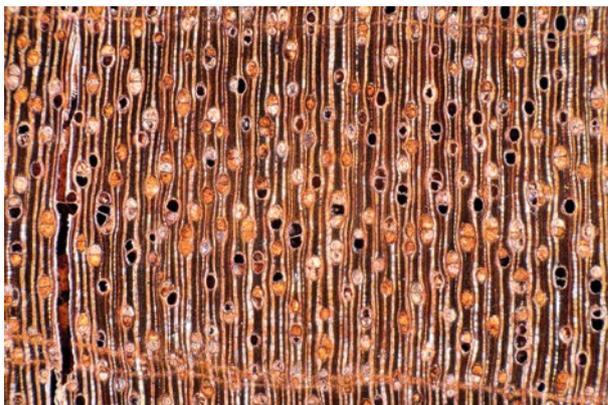
Possible grading for strips and small boards: choice I, choice II, choice III.

Possible grading for rafters: choice I, choice II, choice III.

Visual structure grading

According to French standard NF B 52-001-1 (2011), strength class D50 can be provided by visual grading.

Cross sections of *Staudtia kamerunensis*.
Photo J.-C. Cerre.



2 mm



0,5 mm

Fire safety**Conventional French grading**

Thickness > 14 mm: M3 (moderately flammable).

Thickness < 14 mm: M4 (readily flammable).

Euroclass grading. D-s2, d0

Default grading for solid wood that meets requirements of European standard NF EN 14081-1 (April 2016): structural graded timber in vertical uses and ceilings with minimal mean density of 0.35 and minimal thickness of 22 mm.

Main end uses

Turned goods.	Heavy carpentry.
Ship building (planking and deck).	Shipbuilding (ribs).
Cabinetry (high-end furniture).	Stairs (inside).
Vehicle or container flooring.	Panelling.
Exterior joinery.	Interior joinery.
Built-in furniture or mobile item.	Flooring.
Industrial or heavy flooring.	Sliced veneer.
Decking.	Bridges (parts in contact with water or ground).
Bridges (parts not in contact with water or ground).	Seats.
Exterior paneling.	Sleepers.
Hydraulic works (fresh water).	

Notes. Wood colour is often uneven. Resistant to one or several acids.

Common names

Country	Local name
Angola	Menga-menga
Cameroon	M'bonda
Congo	Menga-menga
Gabon	M'boun, Niové
Equatorial Guinea	Bokapi
Nigeria	Oropa
Central African Republic	Molanga
Democratic Republic of Congo	Kamashi, Susumenga

Doi : <https://doi.org/10.19182/bft2021.348.a36752>

Droit d'auteur © 2021, Bois et Forêts des Tropiques © Cirad © Quæ

Date de publication : 25 février 2021



Posts for outdoor use in the Netherlands – Compagnie des bois du Gabon (CBG), Port-Gentil (Gabon).
Photo E. Groutel, WALE.

Ébiara

Extrait de l'Atlas des bois tropicaux – Caractéristiques technologiques et utilisations
 J. Gérard (coord.), D. Guibal (au.), J.-C. Cerre (au.), S. Paradis (au.), et 40 auteurs, 2016.
 Éditions Quæ, 1000 p.

<https://www.quae.com/produit/1408/9782759225521/atlas-des-bois-tropicaux>

Accès à la notice d'information générale :

<https://doi.org/10.19182/bft2021.347.a36353>



Dosse.
 Photo D. Guibal, Cirad.



Quartier.
 Photo D. Guibal, Cirad.

Famille. Leguminosae (Caesalpinaceae).

Noms botaniques. *Berlinia bracteosa* Benth. ; *Berlinia confusa* Hoyle ; *Berlinia grandiflora* Hutch. & Dalziel ; *Berlinia* p.p.

Continent. Afrique.

CITES (Convention de Washington, 2016). Pas de restriction commerciale.

Description de la grume

Diamètre. De 60 à 90 cm.

Épaisseur de l'aubier. De 10 à 15 cm.

Flottabilité. Non flottable.

Conservation en forêt. Moyenne (traitement recommandé).

Description du bois

Couleur référence. Brun rosé.

Aubier. Bien distinct.

Grain. Moyen.

Fil. Droit ou contrefil.

Contrefil. Léger.

Notes. Présence de veines violettes ou brun sombre. Canaux de résine fréquents.

Propriétés physiques et mécaniques

Propriété	Valeur moyenne
Densité ⁽¹⁾	0,7
Dureté Monnin ⁽¹⁾	4,0
Coefficient de retrait volumique	0,53 % par %
Retrait tangentiel total (Rt)	7,8 %
Retrait radial total (Rr)	3,8 %
Ratio Rt/Rr	2,1
Point de saturation des fibres	28 %
Conductivité thermique (λ)	0,23 W/(m.K)
Pouvoir calorifique inférieur	19 460 kJ/kg
Contrainte de rupture en compression ⁽¹⁾	57 MPa
Contrainte de rupture en flexion statique ⁽¹⁾	93 MPa
Module d'élasticité longitudinal ⁽¹⁾	12 870 MPa

⁽¹⁾ À 12 % d'humidité, avec 1 MPa = 1 N/mm².

Notes. Grande variabilité des propriétés physiques et mécaniques chez les différentes espèces d'Ébiara

Durabilité naturelle et imprégnabilité du bois

Résistance aux champignons. Classe 3 – moyennement durable.

Résistance aux insectes de bois sec. Classe D – durable (aubier distinct, risque limité à l'aubier).

Résistance aux termites. Classe M – moyennement durable.

Imprégnabilité. Classe 3 – peu imprégnable.

Classe d'emploi couverte par la durabilité naturelle. Classe 2 – à l'intérieur ou sous abri (risque d'humidification).

Traitement de préservation

Contre les attaques d'insectes de bois sec. Ce bois ne nécessite pas de traitement de préservation.

En cas d'humidification temporaire. Ce bois nécessite un traitement de préservation adapté.

En cas d'humidification permanente. L'utilisation de ce bois n'est pas conseillée.

Séchage

Vitesse de séchage. Normale à lente.

Risque de déformation. Peu élevé.

Risque de cémentation. Pas de risque particulier connu.

Risque de fentes. Absent ou très faible.

Risque de collapse. Pas de risque particulier connu.

Notes. Afin de réduire les risques de déformations, le séchage de débits sur quartier est conseillé.

Programme de séchage proposé. Programme n° 6 (voir note explicative).

Sciage et usinage

Effet désaffûtant. Normal.

Denture pour le sciage. Acier ordinaire ou allié.

Outils d'usinage. Ordinaires.

Aptitude au déroulage. Bonne.

Aptitude au tranchage. Bonne.

Assemblage

Clouage/vissage. Bonne tenue, avant-trous nécessaires.

Classements commerciaux

Classement d'aspect des produits sciés

Selon les règles de classement SATA (1996).

Pour le Marché général

Classements possibles avivés : choix I, choix II, choix III, choix IV.

Classements possibles coursons : choix I, choix II.

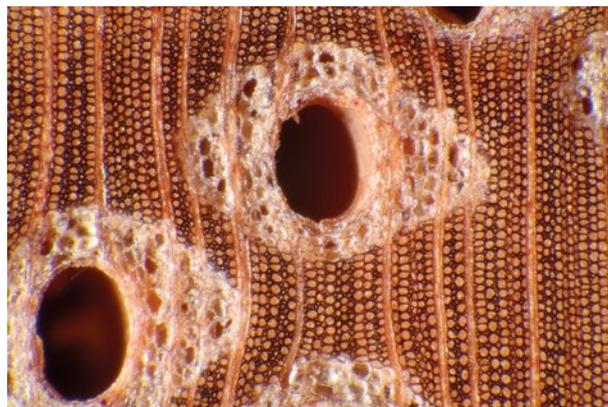
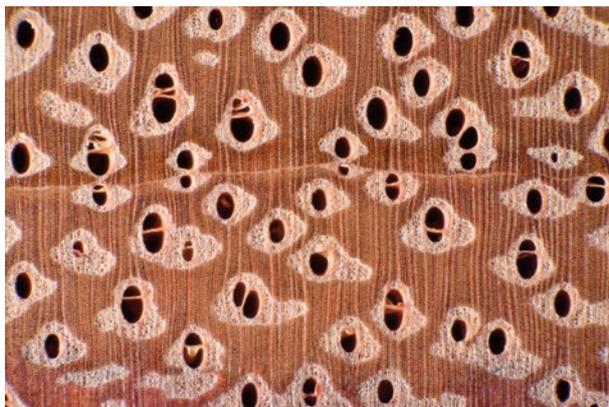
Classements possibles coursons de chevrons : choix I, choix II, choix III.

Pour les Marchés particuliers

Classements possibles frises et planchettes : choix I, choix II, choix III.

Classements possibles chevrons : choix I, choix II, choix III.

Sections transversales de *Berlinia bracteosa*.
Photo J.-C. Cerre.



Réaction au feu

Classement conventionnel français

Épaisseur > 14 mm : M3 (moyennement inflammable).

Épaisseur < 14 mm : M4 (facilement inflammable).

Classement selon euroclasses. D-s2, d0

Ce classement par défaut concerne les bois massifs répondant aux exigences de la norme NF EN 14081-1 (avril 2016) : bois de structure utilisés en parois verticales et plafonds, classés, de densité moyenne minimale 0,35 et d'épaisseur minimale 22 mm.

Principales utilisations

Articles tournés.

Coffrage.

Escalier d'intérieur.

Lambris.

Menuiserie intérieure.

Parquet.

Revêtement extérieur.

Charpente.

Ébénisterie (meuble de luxe).

Face ou contreface de contreplaqué.

Menuiserie extérieure.

Meuble courant ou élément meublant.

Placage tranché.

Tabletterie.

Principales appellations vernaculaires

Pays	Appellation
Allemagne	Berlinia
Angola	M'possa
Bénin	Bagbé
Cameroun	Abem, Essabem
Congo	M'possa
Côte d'Ivoire	Melegba, Pocoul
Gabon	Ébiara
Ghana	Berlinia
Nigeria	Ekpogoi
République démocratique du Congo	M'possa
Royaume-Uni	Berlinia
Sierra Leone	Sarkpei

Doi : <https://doi.org/10.19182/bft2021.348.a36754>

Droit d'auteur © 2021, Bois et Forêts des Tropiques © Cirad © Quæ

Date de publication : 25 février 2021



Petite sculpture polie stylisée
(Gabon).
Photo D. Guibal, Cirad.

Ébiara / Berlinia*

From Tropical timber atlas – Technological characteristics and uses.

J. Gérard (coord.), D. Guibal (au.), J.-C. Cerre (au.), S. Paradis (au.), and 40 authors, 2016.
Publisher Éditions Quæ, 1000 p.

<https://www.quae.com/produit/1477/9782759227716/tropical-timber-atlas>

Access to the general information leaflet:

<https://doi.org/10.19182/bft2021.347.a36353>

* Common commercial name Family.

Family. Leguminosae (Caesalpiniaceae).

Botanical names. *Berlinia bracteosa* Benth.; *Berlinia confusa* Hoyle; *Berlinia grandiflora* Hutch. & Dalziel; *Berlinia* p.p.

Continent. Africa.

CITES (Washington Convention of 2017). No trade restrictions.

Log description

Diameter. 60 to 90 cm.

Thickness of sapwood. 10 to 15 cm.

Buoyancy. Does not float.

Log conservation. Moderate (treatment recommended).

Wood description

Reference colour. Pinkish brown.

Sapwood. Clearly demarcated.

Texture. Medium

Grain. Straight or interlocked.

Interlocked grain. Slight.

Notes. Presence of purple or dark brown veins. Frequent resin canals.

Physical and mechanical properties

Property	Mean value
Density(1)	0.7
Monnin hardness(1)	4.0
Coefficient of volumetric shrinkage	0.53% per %
Total tangential shrinkage (Ts)	7.8%
Total radial shrinkage (Rs)	3.8%
T/R anisotropy ratio	2.1
Fibre saturation point	28%
Thermal conductivity (λ)	0.23 W/(m.K)
Lower heating value	19,460 kJ/kg
Crushing strength(1)	57 MPa
Static bending strength(1)	93 MPa
Longitudinal modulus of elasticity(1)	12,870 MPa

⁽¹⁾ At 12% moisture content, with 1 MPa = 1 N/mm².

Notes. Physical and mechanical properties vary widely according to the different Ebiara species.

Natural durability and treatability

Resistance to decay. Class 3 – moderately durable.

Resistance to dry wood borers. Class D – durable (sapwood demarcated, risk limited to sapwood).

Resistance to termites. Class M – moderately durable.

Treatability. Class 3 – poorly treatable.

Use class covered by natural durability. Class 2 – inside or under cover (dampness possible).



Flat sawn.
Photo D. Guibal, Cirad.



Quarter sawn.
Photo D. Guibal, Cirad.

Preservation treatment

Against dry wood borer attacks. This wood does not require any preservation treatment.
In case of temporary humidification. This wood requires appropriate preservation treatment.

In case of permanent humidification. Use of this wood is not recommended.

Drying

Drying rate. Normal to slow.

Risk of distortion. Slight risk.

Risk of case hardening. No known specific risk.

Risk of checking. No risk or very slight risk.

Risk of collapse. No known specific risk.

Notes. To reduce the risk of distortion, quartersawn drying is recommended.

Suggested drying schedule. Schedule #6 (see explanatory note).

Sawing and machining

Blunting effect. Normal.

Tooth for sawing. Ordinary or alloy steel.

Machining tools. Ordinary.

Suitability for peeling. Good.

Suitability for slicing. Good.

Assembling

Nailing/screwing. Good but pre-boring necessary.

Commercial grading

Sawn timber appearance grading

According to SATA grading rules (1996).

For the General Purpose Market

Possible grading for square-edged timbers: choice I, choice II, choice III, choice IV.

Possible grading for short-length lumbers: choice I, choice II.

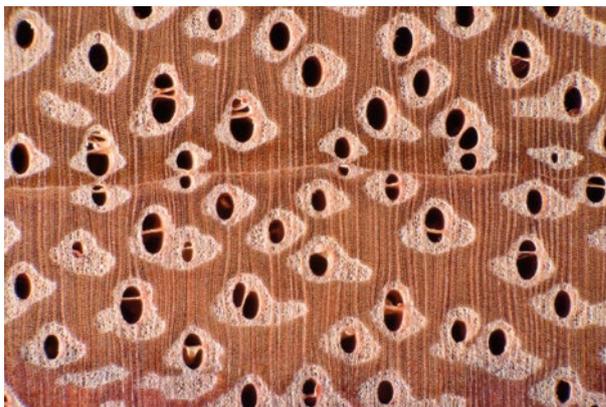
Possible grading for short-length rafters: choice I, choice II, choice III.

For the Special Market

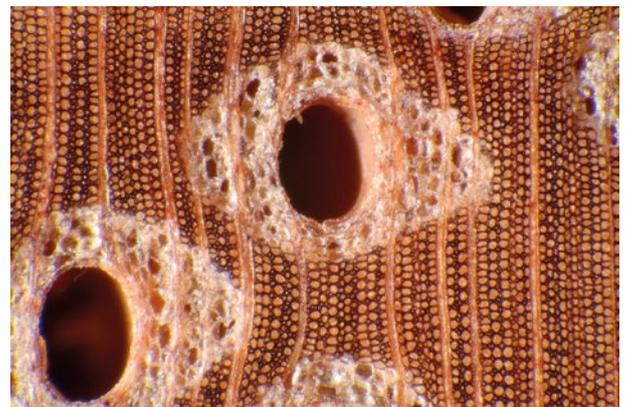
Possible grading for strips and small boards: choice I, choice II, choice III

Possible grading for rafters: choice I, choice II, choice III

Cross sections of *Berlinia bracteosa*.
Photo J.-C. Cerre.



2 mm



0,5 mm

Fire safety**Conventional French grading**

Thickness > 14 mm: M3 (moderately flammable).

Thickness < 14 mm: M4 (readily flammable).

Euroclass grading. D-s2, d0

Default grading for solid wood that meets requirements of European standard.

NF EN 14081-1 (April 2016): structural graded timber in vertical uses and ceilings with minimal mean density of 0.35 and minimal thickness of 22 mm.

Main end uses

Turned goods.

Formwork.

Stairs (inside).

Panelling.

Interior joinery.

Flooring.

Exterior panelling.

Framing.

Cabinetry (high-end furniture).

Veneer for back or face of plywood.

Exterior joinery.

Built-in furniture or mobile item.

Sliced veneer.

Marquetry.

Common names

Country	Local name
Germany	Berlinia
Benin	M'possa
Cameroon	Bagbé
Congo	Abem, Essabem
Côte d'Ivoire	M'possa
Gabon	Melegba, Pocouli
Ghana	Ébiara
Equatorial Guinea	Berlinia
Nigeria	Ekpogoi
Central African Republic	M'possa
United Kingdom	Berlinia
Sierra Leone	Sarkpei

Doi : <https://doi.org/10.19182/bft2021.348.a36754>

Droit d'auteur © 2021, Bois et Forêts des Tropiques © Cirad © Quæ

Date de publication : 25 février 2021



Small polished, stylised sculpture
(Gabon).
Photo D. Guibal, Cirad.

UNE EXPOSITION PHOTO POUR ENGAGER À VALORISER LES FORÊTS D'AFRIQUE CENTRALE

Comment préserver et valoriser les forêts d'Afrique centrale ? C'est à cette question clé que l'exposition « *L'Avenir des forêts est entre vos mains !* » apporte des pistes de réponse. Inaugurée en décembre 2020 à l'Institut Français de Kinshasa, cette exposition circule en 2021 dans la plupart des Instituts Français et Alliances Françaises implantés en Afrique centrale.

Afin de proposer des voies de gestion durable des ressources forestières, le Cirad et le Réseau de Recherche pour les Forêts d'Afrique Centrale (R2FAC) ont imaginé une exposition photographique grand public. Elle est animée de conférences-débats, auxquelles participent les chercheurs du R2FAC, et est complétée par un 'Parcours ludique' de sensibilisation à destination des plus jeunes (8-12 ans).

L'exposition « *L'Avenir des forêts est entre vos mains !* » met en avant des solutions qui s'offrent aux populations urbaines et rurales d'Afrique centrale pour valoriser au mieux leur patrimoine naturel et culturel. Elle est organisée en cinq parties qui montrent tout l'intérêt de :

1. Soutenir la formation et la recherche pour la gestion durable des forêts

Une meilleure connaissance de la dynamique des forêts, dans toute leur richesse et diversité, est indispensable pour prédire leur évolution dans un contexte de changement global climatique comme socio-démographique. Afin de mieux gérer cet espace au bénéfice des générations présentes et futures, la recherche et la professionnalisation du secteur sont deux leviers incontournables.

2. Investir dans les compétences du secteur informel

Le secteur informel représente un vivier impressionnant de compétences, qui mériteraient d'être mieux reconnues, appuyées et canalisées pour contribuer davantage au développement économique du pays.

« *La forêt offre une très large gamme de métiers formels et informels, insuffisamment promus en Afrique centrale*, souligne Guillaume Lescuyer, chercheur au Cirad au Cameroun, à l'initiative de l'exposition. *Notre objectif, à travers ces photos et conférences-débats, est de mettre en avant cette richesse, et montrer qu'investir dans la formation professionnelle mais aussi académique ne peut être que bénéfique pour l'avenir.* »



3. Développer l'agroforesterie pour réduire la pression sur la forêt

L'agroforesterie offre des solutions prometteuses pour réduire la pression sur les forêts, en conciliant conservation des ressources forestières et développement agricole. Dans l'objectif de trouver un équilibre entre services environnementaux et productions multiples, de nombreuses initiatives puisent dans des méthodes agroforestières, mises en valeur par l'exposition.

4. Miser sur l'éco-responsabilisation des entreprises

Les entreprises font également évoluer leurs pratiques, sous la pression des marchés ou des Etats. Dans les secteurs du bois, des agro-industries, ou à une plus petite échelle par des entrepreneurs nationaux en agroforesterie, un nombre croissant de firmes se dotent d'une politique de Responsabilité Sociale et Environnementale.

5. Parier sur la consommation verte

Les préoccupations des consommateurs pour l'empreinte environnementale des produits en Afrique centrale gagnent du terrain. Des hypermarchés, des boutiques spécialisées ou de petits producteurs péri-urbains s'engagent aujourd'hui dans cette voie, notamment par l'adoption de labels de durabilité.

Après Kinshasa, Yaoundé, Douala, Dschang et Brazzaville, l'exposition « *L'Avenir des forêts est entre vos mains !* » sera présentée à Bangui et à Ngaoundéré/Garoua en septembre 2021, à Libreville en novembre, et à Kisangani et Lubumbashi durant le second semestre.

Contacts

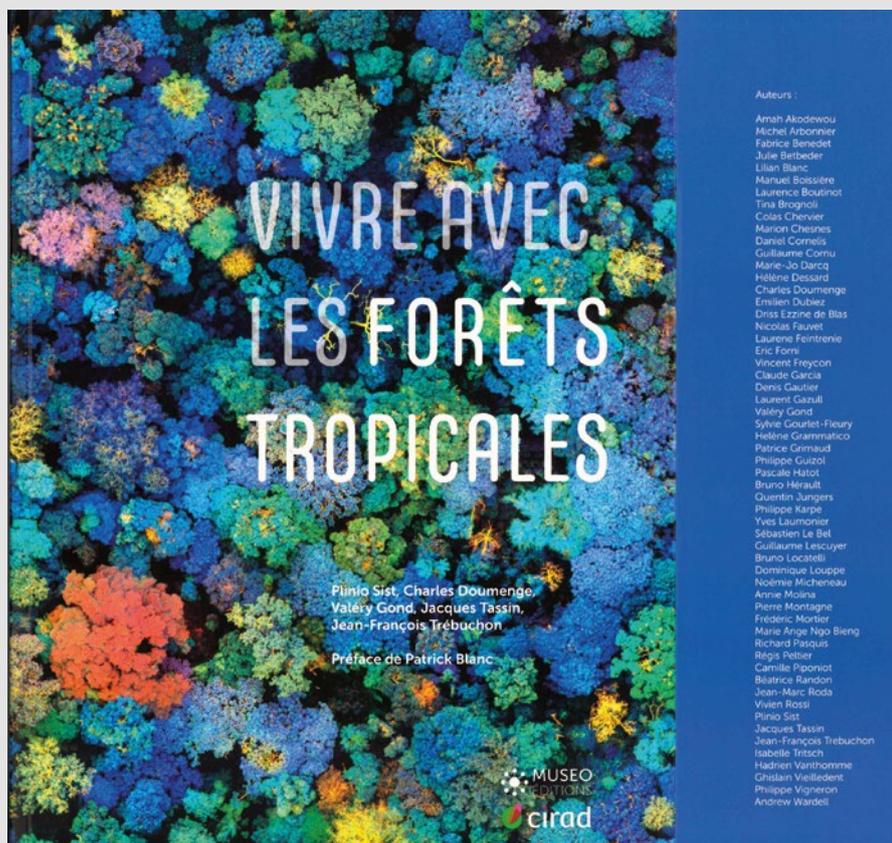
Vivien Rossi (Cirad, Cameroun) & Guillaume Lescuyer (Cirad, France)

Direction régionale du Cirad en Afrique centrale

<https://afrique-centrale.cirad.fr/>

SIST P., DOUMENGE C., GOND V., TASSIN J., TRÉBUCHON J.-F., 2021. VIVRE AVEC LES FORÊTS TROPICALES. ÉDITIONS MUSEO, CIRAD, 216 P.

VIVRE AVEC LES FORÊTS TROPICALES



Quoi de plus complexe que la forêt tropicale et les relations que les humains tissent avec elle ? Pourtant, ou plutôt pour cette raison, les clichés, les raccourcis, les malentendus et même les contresens, foisonnent dans des discours trop volontiers simplistes. L'objectif de ce livre, conçu et rédigé par une équipe de chercheurs, est au contraire, sans jargon ni condescendance, de rendre compte des imbrications respectives entre les humains et les forêts tropicales. Ce n'est qu'en tenant compte de ces interdépendances que l'on peut espérer sauver l'avenir conjoint des humains et des forêts. Aussi, ce livre a-t-il pour ambition de pénétrer en forêt avec eux, de ne pas les abandonner en lisière...

Les auteurs de cet ouvrage appartiennent à l'unité de recherche Forêts et Sociétés du Centre de Coopération Internationale en Recherche Agronomique pour le Développement (Cirad). Ces chercheurs relèvent de disciplines multiples, de l'écologie à l'anthropologie, et sont familiers des grandes régions forestières tropicales, dont ils connaissent bien les paysages autant que les peuples. L'ouvrage est organisé autour de trois parties traitant des spécificités des trois continents tropicaux (Afrique, Amérique et Asie), précédés d'une présentation générale des forêts tropicales et suivis d'un ensemble de perspectives pour les forêts et les peuples qui y vivent. Nous avons, pour chaque sujet évoqué, choisi de délivrer un message particulier sans tomber dans le piège de l'encyclopédie.

Résumé adaptateur de celui de l'éditeur